

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

DÉTERMINATION DES SUBSTRATS OPTIMAUX FAVORISANT LA CROISSANCE DE DEUX PLANTES
À EFFET ALLÉLOPATHIQUE : *KALMIA ANGUSTIFOLLA* L. ET *RHODODENDRON GROËNLANDICUM*
([OEDER] KRON & JUDD), SUR UNE COUVERTURE À EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

EXTENSIONNÉE

DE

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR

SARAH LAMOTHE

SEPTEMBRE 2014

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier sincèrement ma directrice de recherche Francine Tremblay pour sa patience, sa gentillesse et ses conseils pertinents. Merci à ma co-directrice Evgeniya Smirnova pour sa disponibilité et son aide lors de l'organisation des travaux. Merci à mon co-directeur Robin Potvin pour son support et ses qualités humaines, collaborer avec lui fut un réel plaisir. La réalisation de ce projet fut possible grâce au support financier du Centre technologique des résidus industriels (CTRI), du Ministère du développement économique, de l'innovation et de l'exportation (MDEIE), du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG) et du programme Mitacs Élévation. Merci également à Richard Lefebvre du département de foresterie du cégep de l'Abitibi-Témiscamingue pour le prêt de la serre. Je remercie également le Centre jardin du Lac Pelletier où j'ai réalisé un stage MITACS ainsi que la compagnie Nyrstar.

Plusieurs personnes ont contribué à la réalisation de ce projet: Sylvain Auclair, Khadija Babi, Jean Boivin, Christian Bonhomme, Hassine Bouafif, Ahcène Bourihane, Bruno Bussière, Annic Frigon, Jérémy Mailloux-Garneau, Stéphane Gaussiran, Pierre-Olivier Gendron, Gilles Joannis, Galina Kamorina, Jasmina Lahlah, Sabah Lounate, Marc J. Mazerolle, Drissa Ouattara, Ginette Pépin, Benoît Plante, Michel Poitras, Félicia Porqueres, Raphaël Roy, Ahmed Saighi, Michel Sigouin, Elena Skvortsova, Isabelle Tardif, Nelson Thiffault, Carine Weir et Adil Zerhouni.

Merci à mes amis et ma famille. Josée Frenette et Déirdre Bergeron pour leur fidèle amitié depuis presque 20 ans. Ma mère Sonia Lamothe qui me supporte sans limite dans tout ce que j'entreprends. Ma fille Marley Lamothe-Corriveau pour sa joie de vivre si contagieuse. Mon conjoint Pascal-Dave Corriveau pour son support indéfectible, tant moral que financier.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	ix
RÉSUMÉ	x
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE II	
REVUE DES CONNAISSANCES.....	3
2.1. Remise en état de sites miniers générateurs de drainage minier acide (DMA).....	3
2.1.1. Description et production du DMA	3
2.1.2. Réglementation associée au DMA	3
2.1.3. Contrôle de production du DMA	5
2.1.3.1. Couverture à effets de barrière capillaire (CEBC).....	5
2.1.3.2. Protection de la CEBC	6
2.2. Notions d'écologie végétale.....	7
2.2.1. Caractéristiques des espèces et allélopathie	7
2.2.1.1. Kalmia à feuilles étroites.....	7
2.2.1.2. Thé du labrador	10
2.2.2. Développement du système racinaire	13
2.2.2.1. Description générale du système racinaire	13
2.2.2.2. Effet du substrat sur le système racinaire	14
2.3. Matières résiduelles fertilisantes (MRF).....	15
2.3.1. Les biosolides	16
2.3.1.1. Boues municipales.....	16
2.3.1.2. Boues papetières.....	17
2.3.2. Les amendements calciques et magnésiens (ACM)	17

2.3.2.1. Cendres.....	18
2.3.2.2. Biochar	18
2.4. Restauration de la couverture végétale de lieux dégradés.....	20
CHAPITRE III	
OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL	22
3.1. Objectifs.....	22
3.2. Hypothèses.....	23
CHAPITRE IV	
MÉTHODOLOGIE.....	24
4.1. Essais en serre	24
4.1.1. Description des substrats	24
4.1.2. Matériel végétal.....	25
4.1.3. Mesures de biomasse	25
4.1.4. Caractérisation physico-chimique	26
4.2. Essais de germination	27
4.2.1. Matériel végétal.....	27
4.2.2. Conditions des essais	27
4.3. Essais sur le terrain	28
4.3.1. Description du site.....	28
4.3.2. Description du dispositif	28
4.4. Analyses statistiques	29
CHAPITRE V	
RÉSULTATS.....	31
5.1. Essais en serre	31
5.1.1. Croissance en biomasse	31
5.1.2. Contenu en polyphénols totaux.....	34
5.2. Essais de germination	36
5.3. Essais terrain	37
5.3.1. Taux de survie.....	37
CHAPITRE VI	
DISCUSSION.....	42

6.1. Essais en serre	42
6.1.1. Croissance en biomasse.....	42
6.1.1.1. Quantité et qualité de matière organique.....	43
6.1.1.2. Caractéristiques physico-chimiques.....	44
6.1.2. Concentration en polyphénols totaux	46
6.1.2.1. Concentration dans le substrat.....	46
6.1.2.2. Concentration dans les tissus végétaux	48
6.2. Essais de germination	49
6.3. Essais sur le terrain	50
CHAPITRE VII	
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	53
7.1. Conclusion	53
7.2. Recommandations.....	54
ANNEXE A	
Caractéristiques physico-chimiques des substrats	57
ANNEXE B	
Détermination du taux d'humidité et de la granulométrie de la couche superficielle du site Bouchard-Hébert, Québec.....	58
BIBLIOGRAPHIE.....	60

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
5.1 Moyenne et écart-type du gain en matière fraîche (g) après 5 mois de croissance en serre, avec sept substrats différents, pour le kalmia à feuilles étroites et le thé du labrador. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats par espèce végétale. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 15$	32
5.2 Moyenne et écart-type du gain en matière sèche (g) pour le kalmia à feuilles étroites après 5 mois de croissance en serre, avec sept substrats différents. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats pour un même type de tissus. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 15$.	32
5.3 Moyenne et écart-type du gain en matière sèche (g) pour le thé du labrador après 5 mois de croissance en serre, avec sept substrats différents. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats pour un même type de tissus. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey pour les feuilles et les tiges et le test de comparaison de Wilcoxon pour les racines, $n = 15$...	33
5.4 Taux de survie moyen (%) et écart-type pour le kalmia à feuilles étroites après une saison de croissance (2011). La plantation a été réalisée dans sept types de substrats sur la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) du site minier Bouchard-Hébert (Qc.). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats, pour une même zone. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 3$	38
5.5 Taux de survie moyen (%) et écart-type pour le thé du labrador après une saison de croissance (2011). La plantation a été réalisée dans sept types de substrats sur la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) du site minier Bouchard-Hébert (Qc.). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats, pour une même zone. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 3$	39

- 5.6 Taux de survie moyen (%) pour le kalmia à feuilles étroites après une saison de croissance (2011) en fonction de la classe de végétation compétitrice. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les classes, pour les deux zones. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n=3$ 40
- 5.7 Taux de survie moyen (%) pour le thé du labrador après une saison de croissance (2011) en fonction de la classe de végétation compétitrice. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les classes, pour les deux zones. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n=3$ 40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
4.1 Proportion (%) des différents substrats utilisés (expérimentation terrain et laboratoire).....	25
5.1 Teneur moyenne en polyphénols totaux (mg EAG g ⁻¹) des tissus végétaux pour le kalmia à feuilles étroites et le thé du labrador au début (T0) et après 5 mois de croissance en serre (T5). Les résultats dans les colonnes sont suivis de lettres indiquant les différences significatives entre les substrats pour un même type de tissu, chez la même espèce. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 10$	35
5.2 Teneur moyenne en polyphénols totaux (mg EAG g ⁻¹) des substrats au début (T0) et après 5 mois de croissance en serre (T5). Les résultats dans les colonnes sont suivis de lettres indiquant les différences significatives entre les substrats pour la même espèce, à T0 et T5. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 15$	35
5.3 Compaction des substrats lors du démantèlement des pots après 5 mois de croissance en serre, pour le kalmia à feuilles étroites et le thé du labrador. Les lettres indiquant les différences significatives entre les substrats pour une même espèce. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de régression logistique, $n = 15$	36
5.4 Taux de germination (%) de <i>Medicago sativa</i> en chambre de croissance. Les résultats dans les colonnes sont suivis de lettres indiquant les différences significatives au seuil de signification de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 3$	37
5.5 Moyennes et écart-types du déchaussement (cm) des plants de kalmia à feuilles étroites et du thé du labrador après une saison de croissance (2011).	41

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACM amendement calcique ou magnésien

ANOVA analyse de variance à un critère de classification

AOAC association of analytical communities

CA certificat d'autorisation

CEBC couverture à effets de barrière capillaire

CEC capacité d'échange cationique

DMA drainage minier acide

DOE *department of energy*

EA effet allélopathique

EAG équivalent d'acide gallique

HSD *honest significant difference*

ICP-AES spectroscopie d'émission atomique par plasma d'argon à couplage inductif

MRF matière résiduelle fertilisante

PAEQ programme d'assainissement des eaux usées du Québec

PIB produit intérieur brut

RÉSUMÉ

Une CEBC est une superposition de couches de sable et de gravier qui empêche l'oxygène de migrer jusqu'aux minéraux contaminés, générateurs de drainage minier acide (DMA). Son efficacité à long terme peut être altérée par les racines des arbres qui s'y installent. L'implantation d'espèces à effet allélopathique (EA) pourrait permettre de nuire à l'établissement des arbres. Le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) et le thé du labrador (*Rhododendron groenlandicum* ([Oeder] Kron & Judd)) sont des plantes à EA reconnues. Par contre, une CEBC demeure un milieu pauvre ce qui peut rendre difficile leur établissement. L'objectif du projet était d'évaluer différents résidus industriels comme substrats de plantation afin de favoriser l'installation du kalmia et du thé du labrador sur une CEBC.

Sept substrats ont été testés respectivement sur le terrain et en laboratoire: 1) sable de CEBC, 2) terre noire, 3) mélange des substrats 4, 5, et 6, 4) boues papetières, 5) cendres de cogénération, 6) boues municipales, 7) biochar. De la tourbe, du sable et des copeaux de bois ont été ajoutés aux substrats 3 à 7. Au laboratoire, 20 plants de chaque espèce ont été mis en pot dans chacun des substrats. Après 5 mois de croissance, des analyses destructives ont été réalisées afin de quantifier le gain en biomasse (g). Pour le volet terrain, un dispositif en blocs complets aléatoires a été installé en 2011 sur le site Bouchard-Hébert, au Québec. Pour chaque écotope (sec et humide), trois blocs expérimentaux ont été mis en place et comprenaient 21 cellules (c) d'un m² où trente-quatre plants (dimension : 45-110) étaient mis en terre (7 c : kalmia, 7 c : thé du labrador, 7 c : kalmia + graines de thé du labrador). Après une saison de croissance, le taux de survie ainsi que la superficie de recouvrement de la végétation compétitrice ont été mesurés. Les analyses en laboratoire montrent un gain de biomasse pour les deux espèces sur tous les substrats testés. Toutefois, les substrats 3 (mélange) et 4 (boues papetières) favorisent un gain de biomasse significativement supérieur pour les deux espèces. Les résultats obtenus sur le terrain indiquent que le taux de survie des deux espèces est plus élevé dans les cellules de CEBC comparativement aux parcelles amendées avec des résidus industriels. Le taux de survie est aussi plus élevé dans l'écotope humide. Ces résultats suggèrent d'améliorer les propriétés physiques des substrats, mais aussi s'assurer qu'ils gardent bien l'humidité. Cette étude confirme que les résidus industriels demeurent une avenue intéressante comme substrat de mise en terre sur les CEBC.

Mots clés : *kalmia angustifolia*, *rhododendron groenlandicum*, résidus industriels, allélopathie, couverture à effets de barrière capillaire, polyphénols

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'exploitation minière représente un secteur économique d'importance au Canada. Le Canada est l'un des principaux pays producteurs de métaux et minéraux au monde; il est chef de file dans la production de commodités tels que la potasse, l'uranium, le nickel, l'aluminium, le tungstène et le cobalt (Ressources naturelles Canada, 2013). En 2011, le secteur minier canadien représente 62,5 G\$ du PIB nominal, soit 3,9% du PIB canadien total. En 2012, ce même secteur employait directement près de 330 000 travailleurs et 218 mines étaient en exploitation (Ressources naturelles Canada, 2013).

Bien que les industries minières génèrent des revenus considérables profitables à la communauté, leurs activités d'exploitation entraînent certains impacts environnementaux. Ces problèmes sont dus à la grande quantité de rejets solides composés : 1) de stériles miniers, un matériel rocheux sans valeur économique qu'on extrait pour atteindre le gisement, 2) des rejets engendrés par le traitement du minerai et 3) du sol provenant du décapage du terrain. Les stériles miniers sont empilés en montagne appelée haldes à stérile. Les rejets de concentrateur sont entreposés dans des parcs à résidus miniers. Ils sont caractérisés par une texture fine et contiennent parfois des minéraux sulfurés. Ces résidus représentent un fardeau environnemental lourd et coûteux à gérer. De plus, ces rejets générés lors des activités d'exploitation peuvent nuire à l'équilibre des écosystèmes se trouvant à proximité. La plupart des minéraux sulfureux contenus dans les gisements exploités s'oxydent lorsqu'ils sont en contact avec l'eau et l'air. Le lixiviat qui s'en écoule est appelé drainage minier acide, en raison de son pH acide.

Au Québec, plusieurs parcs à résidus miniers engendrent du drainage minier acide (DMA). Le DMA se caractérise par l'acidification des eaux dans l'environnement causé par l'oxydation de minéraux sulfurés par des agents atmosphériques (Miramond *et al.*, 2006). En vue d'enrayer le DMA, plusieurs solutions ont été proposées. Parmi celles-ci, l'utilisation d'un recouvrement multicouches tel que la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC)

s'avère une solution prometteuse (Bussière *et al.*, 2009). Une CEBC est une superposition de couches, dont l'une d'elles est saturée d'eau, limitant ainsi l'apport d'oxygène aux couches inférieures. Cependant, au fil du temps, il y a colonisation du site par diverses plantes qui se propagent rapidement. Parmi ces plantes, certains arbres et arbustes possèdent un système racinaire profond qui peut pénétrer la couverture supérieure pour atteindre la couche de rétention d'eau (Smirnova *et al.*, 2010). L'efficacité de la CEBC pourrait donc s'en trouver altérée (Bussière *et al.*, 2009). L'utilisation de barrières biologiques dans le but de freiner l'installation des arbres et limiter leur croissance semble être une approche intéressante (Smirnova *et al.*, 2009). L'implantation d'espèces à effet allélopathique (EA) telles que le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) et le thé du labrador (*Rhododendron groenlandicum* [Oeder] Kron & Judd), sur les sites de CEBC pourrait faire office de barrières biologiques aux végétaux indésirables. L'utilisation de matières résiduelles fertilisantes (MRF), à titre de substrat de mise en terre, pourrait permettre de maximiser l'implantation du kalmia et du thé du labrador.

CHAPITRE II

REVUE DES CONNAISSANCES

2.1. Remise en état de sites miniers générateurs de drainage minier acide (DMA)

2.1.1. Description et production du DMA

Le DMA est l'une des principales conséquences de l'exploitation minière. De nombreuses études ont été réalisées sur ce sujet (MEND, 1991; Jambor et Blowes, 1994; Evangelou, 1995; Aubertin, 2002; Aubertin, Bussière et Bernier 2002; INAP, 2009). Le DMA est généré lors de la circulation des eaux souterraines et de surface à travers des rejets miniers. Il résulte de l'oxydation des minéraux sulfureux réactifs (pyrite (FeS_2) et pyrrhotite (Fe_{1-x}S)) contenus dans certains rejets. Ceux-ci s'oxydent lorsqu'ils sont exposés à l'eau ainsi qu'à l'air par une suite de réactions. Ces réactions sont catalysées par l'activité bactérienne, ce qui a pour effet d'acidifier l'eau de drainage par la libération des ions H^+ . Cette eau peut atteindre des pH aussi bas que 3 et contient parfois des concentrations élevée en métaux (Aubertin *et al.*, 2002).

Des bactéries acidophiles telles que *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans* et *Leptospirillum ferrooxidans*, impliquées dans les processus d'oxydation causant le DMA, peuvent catalyser les processus d'oxydation directe de 10 à 100 000 fois (Singer et Stumm, 1970). Cet effet se produit essentiellement lorsque les bactéries sont en contact avec les sulfures et que le pH de l'eau est inférieur à 4,5.

2.1.2. Réglementation associée au DMA

L'impact du DMA sur l'environnement amène son lot de conséquences : perte de la diversité, perte de la complexité de la chaîne alimentaire et diminution significative de la stabilité

écologique. Gray (1997) et Rawlings (2002) ont largement décrit les effets de l'écoulement du DMA dans les milieux aquatiques.

Cependant, les compagnies minières québécoises ont l'obligation de respecter les normes environnementales. La directive 019 présente les balises environnementales et les exigences requises pour les différents types d'activités minières (ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2012). Les compagnies doivent, entre autre, restaurer le site d'exploitation à la fermeture de la mine. Depuis 2013, le gouvernement du Québec exige une garantie financière représentant 100% des coûts de restauration ou remise en état de l'ensemble du site, le montant devant être déposé au cours des deux années suivant l'approbation du plan de restauration (ministère des Ressources Naturelles, 2014). Cette mesure permet, par conséquent, au gouvernement de s'assurer de la prise en charge technique et économique de la restauration des sites par les compagnies les ayant exploités, ou par le gouvernement lui-même advenant le cas où la compagnie ne serait pas en mesure de le faire.

2.1.3. Contrôle de production du DMA

Le contrôle de production du DMA nécessite l'élimination ou la réduction de la présence d'oxygène, d'eau ou de sulfures. Les recouvrements multicouches représentent une des solutions utilisées afin de limiter la présence d'oxygène (Ritcey, 1989; SRK, 1991; MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002; Desjardins, 2005; Doye, 2007).

L'utilisation d'un recouvrement multicouche comme la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) s'avère une solution prometteuse pour diminuer la production du DMA (Bussière *et al.*, 2009). Une CEBC est une superposition de couches de matériel pouvant être du sol ou des matériaux géosynthétiques (Aubertin *et al.*, 1995). Ces couches recouvrent complètement les rejets contenant des minéraux sulfureux, empêchant ainsi le contact avec le milieu externe. La fonction d'une CEBC est donc de limiter ou d'enrayer l'apport d'oxygène jusqu'aux rejets, pour bloquer les processus d'oxydation.

2.1.3.1. Couverture à effets de barrière capillaire (CEBC)

La diffusion de l'oxygène varie en fonction du milieu dans lequel il se trouve. Dans l'eau, elle sera presque nulle étant donné le faible coefficient de diffusion. Dans un sol saturé, la diffusion sera aussi très faible. Des matériaux qui présentent une granulométrie fine diffuseront moins l'oxygène que les matériaux grossiers où il y a beaucoup de macropores. Notons que le taux d'oxygène disponible pour permettre l'oxydation des sulfures est fonction du coefficient de diffusion D_e et du gradient de concentration. Par conséquent, l'efficacité du recouvrement est proportionnelle à la valeur du coefficient de diffusion, qui est inversement proportionnel au degré de saturation (rapport entre le volume des vides remplis d'eau et le volume des vides total). L'efficacité de la CEBC réside donc dans sa capacité à maintenir un niveau de saturation élevé dans une de ses couches.

Afin de permettre à la CEBC de freiner la diffusion de l'oxygène, il faut s'assurer qu'une des couches est hautement saturée en eau. C'est l'effet de barrière capillaire qui permet de garder la couche saturée. Cet effet est rendu possible par la différence d'écoulement entre deux

matériaux. On mettra un matériau fin entre deux couches d'un matériau grossier. L'eau reste donc piégée dans la couche de matériau fin, étant donné la très faible conductivité hydraulique des matériaux grossiers.

Suivant Aubertin *et al.* (1995), la configuration typique d'une CEBC est habituellement constituée de 5 couches. La couche de surface vise à protéger le recouvrement et permettra la remise du couvert végétal. Son épaisseur sera habituellement de l'ordre de 20 à 60 cm. La seconde couche fait office de protection et empêchera l'érosion ainsi que les intrusions biologiques et pourrait atteindre jusqu'à 1 mètre. Les trois couches inférieures, recouvrant les matériaux contenant des minéraux sulfureux, garantissent l'efficacité de la couverture en limitant la diffusion de l'oxygène; la troisième couche permet le drainage de l'eau, son épaisseur sera égale ou supérieure à 30 cm, la quatrième est celle qui assure l'efficacité du recouvrement par saturation à l'eau et variera entre 50 et 100 cm, et finalement la dernière couche permet le support du recouvrement et sera supérieure à 30 cm.

2.1.3.2. Protection de la CEBC

Les CEBC ont démontré une bonne efficacité pour des périodes de temps relativement courtes (20 ~ 50 ans) (Trépanier, 2005). Cependant, leur performance pourrait être perturbée à long terme (100 ~ 1000 ans) (Wing et Gee, 1994; Aubertin *et al.*, 1995). L'intégrité des CEBC pourrait être compromise par l'érosion et plus particulièrement par les racines profondes des plantes (Bowerman et Redente, 1998; McLendon *et al.*, 1997; Smirnova *et al.*, 2010; Suter *et al.*, 1993). Ces racines risquent de pénétrer la couverture supérieure pour atteindre la couche de rétention d'eau, réduisant ainsi l'étanchéité. L'efficacité de la CEBC pourrait donc s'en trouver altérée (Bussière *et al.*, 2009). Il est impératif de trouver une solution viable et pérenne afin de limiter l'intrusion des plantes à racines profondes sur les CEBC. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées comme les herbicides ou l'éradication mécanique. Mais elles sont onéreuses en plus de n'être efficace qu'à court ou moyen terme. Par conséquent, imiter les mécanismes de la nature pourrait s'avérer une solution viable à long terme. La mise en place de barrières biologiques, à l'aide de plantes à effet

allélopathique, dans le but de freiner l'installation des arbres et arbustes et limiter leur croissance pourrait se révéler une approche intéressante.

2.2. Notions d'écologie végétale

2.2.1. Caractéristiques des espèces et allélopathie

La fonction d'une barrière biologique est de limiter l'installation d'une espèce végétale par l'utilisation d'une autre, par voie physique ou chimique. Le phénomène de l'allélopathie peut être utilisé pour élever une barrière biologique en choisissant des plantes qui empêcheront des espèces non désirées de coloniser le terrain. Rice (1984) a résumé les propriétés de plusieurs composés allélopathiques retrouvés dans la nature. Les mécanismes impliqués dans l'inhibition de la croissance par ces composés sont complexes et affectent plusieurs processus et structures dont, entre autres, la division cellulaire, l'élongation et la croissance des tissus, la nutrition minérale et la synthèse des protéines.

Deux espèces typiques de la forêt boréale, le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) et le thé du labrador (*Rhododendron groenlandicum* [Oeder] Kron & Judd), sont reconnues pour leur effet allélopathique (Peterson, 1965; Mallik, 1987; Thompson et Mallik, 1989) et pourraient constituer une barrière biologique sur les sites de CEBC.

2.2.1.1. Kalmia à feuilles étroites

Le kalmia est une espèce indigène du nord-est américain. Au Québec, on retrouve le kalmia jusqu'au 54° degré de latitude. Cet arbuste mesure entre 15 et 100 cm de hauteur. Le kalmia pourra atteindre 100 cm dans une station où il y aura suffisamment d'eau et d'éléments nutritifs (Hall *et al.*, 1973). Les feuilles mesurent entre 2 et 9 cm de longueur et sont opposées ou ternées. Elles sont entières, planes, généralement obtuses et persistent sur le rameaux deux ans. La face supérieure est luisante, alors que la face inférieure présente une pubescence pâle pour les jeunes feuilles, puis jaune-orangée pour les feuilles plus âgées. Les

fleurs sont petites, variant du rose ou pourpre. La floraison a lieu de mai à juillet. Les fruits se présentent sous forme de capsules globuleuses (Jobidon, 1995).

On dénote sa présence sur les sols podzoliques et il est impliqué dans le processus de podzolisation (Damman, 1971). Il se développe dans une grande variété d'habitats tels que les sols secs, sableux, rocheux ou les stations humides comme les tourbières (Hall *et al.*, 1973). La croissance du système racinaire du kalmia est facilitée dans les sols de texture grossière, acide et bien drainé (Hall *et al.*, 1973). Le kalmia résiste à la succession et peut rester en place pour une période indéfinie (Damman, 1971). Mallik (1994) rapporte que l'habitat idéal du kalmia est un peuplement d'épinettes noires clairsemé (couverture de 15 à 20%) âgées entre 40 et 45 ans et établi sur un sol sec avec une mince couche organique (épaisseur 10 à 15 cm). Le kalmia est tolérant à un ombrage partiel (Yamasaki *et al.*, 1998) et moins robuste sous un peuplement fermé d'épinette noire. Il s'étend rapidement après une perturbation qui ouvre le couvert comme une coupe ou un feu (Mallik, 1994).

On retrouve généralement le kalmia sur les stations acides et pauvres en éléments nutritifs (Hall *et al.*, 1973). Sur une station de kalmia et d'épinette noire à Terre-Neuve, Heikurainen (1968, dans Jobidon 1995) a mesuré un pH de 3,45 et des concentrations relativement basses en éléments nutritifs (N = 0,33 %, P = 0,023 % et K = 0,036%). Damman (1971) a constaté, toujours à Terre-Neuve, que l'humus brut d'une station de kalmia atteint 293 tonnes/ha en comparaison à 65 et 87 tonnes/ha respectivement pour des peuplements de sapin et d'épinette noire. Small (1972) démontre que les teneurs en azote, phosphore et potassium dans les feuilles de kalmia se rapprochent de celles retrouvées chez l'épinette noire. Une forte proportion des éléments contenus dans les feuilles sont transloqués vers la tige ou les racines avant la chute des feuilles, permettant à cette espèce de subsister dans un milieu à faible teneur en azote et en phosphore. Il mentionne également que le kalmia produit plus de substances courantes de la photosynthèse par unité d'azote que les espèces à feuilles décidues du même milieu. Ces résultats indiquent que cette plante utilise efficacement l'azote prélevé et probablement aussi d'autres éléments.

Le kalmia fleuri en juin ou juillet, mais ses fleurs attirent peu les abeilles (Heinrich, 1976), puisqu'elles contiennent peu de nectar (Hall *et al.*, 1973). Les graines sont disséminées par le vent et le taux de germination moyen est de 50% (Jaynes, 1986). Le kalmia se propage principalement par voie végétative : les rejets à la base de la tige, le développement des rhizomes et le marcottage. Ce mode de reproduction le rend plus résilient que d'autres éricacées à des perturbations (Mallik, 1993). Le marcottage, qui est l'enracinement des rameaux d'une plante-mère, n'est pas fréquent chez cette espèce contrairement aux rejets et développement des rhizomes. Il se produit principalement chez les individus âgés et dans les habitats non perturbés. Selon Mallik (1993), on retrouve trois principaux types de système de rhizomes : le primaire, secondaire et tertiaire qui représentent les tiges souterraines. Ce sont les rhizomes secondaires qui contribuent le plus à la reproduction végétative. Un plant âgé de 5 ans peut produire 36 rhizomes secondaires pour une longueur totale de 750 cm, en une saison de croissance. Les rhizomes secondaires et tertiaires se développent horizontalement avant de sortir du sol et former une tige. Flinn (1981) a déterminé que la profondeur moyenne des rhizomes du kalmia est de 8 cm dans un sol minéral et 31 cm dans une tourbière (Flinn et Wein, 1977).

Plusieurs études affirment que le kalmia peut interférer sur la croissance de l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) (Inderjit et Mallik, 2001; Titus *et al.*, 1995; Hébert *et al.*, 2010). Titus *et al.* (1995) mentionnent deux mécanismes qui pourraient être impliqués dans la répression de l'épinette noire par le kalmia : 1) la compétition pour les nutriments, 2) l'effet allélopathique.

Le kalmia accumule des nutriments dans ses tissus et limiterait la disponibilité des nutriments pour l'épinette noire. Cette accumulation est généralement plus élevée dans les feuilles que dans les tiges et les racines (Pollett, 1972). Par exemple, on retrouve un contenu trois fois plus élevé de phosphore dans les feuilles que dans la tige et les racines du kalmia (Pollett, 1972). Damman (1971) a démontré que l'humus provenant de sites où on retrouve du kalmia avait une concentration deux fois plus élevée d'azote, plus de phosphore, mais moins de calcium et de potassium comparativement à de l'humus prélevé sur des sites de sapin baumier. Ce phénomène pourrait s'expliquer par la capacité du kalmia à mobiliser des

quantités substantielles d'éléments minéraux, notamment l'azote (Titus *et al.*, 1995). Il faut cependant noter que sa capacité d'accumulation des éléments n'est pas la même sur tous les sites (Titus *et al.*, 1995). Mais dans tous les cas, le kalmia mobiliserait suffisamment de nutriments pour entraîner une déficience chez l'épinette noire (Titus *et al.*, 1995).

Les capacités allélopathiques du kalmia seraient associées à la libération de composés phénoliques (Inderjit et Mallik, 1996b). Peterson (1965) a établi que des extraits de feuilles de kalmia inhibaient la croissance des racicules d'épinettes noires, par la destruction des cellules épidermales et corticales. Des substances phytotoxiques provenant des feuilles, des racines et de la litière de kalmia ont elles aussi inhibées la croissance primaire des racicules d'épinettes noires (Mallik, 1987, 1992). Les composés phénoliques affectent la disponibilité des nutriments et modifient la capacité des racines d'épinettes noires à exploiter les ressources disponibles dans l'environnement (Bloom et Mallik, 2006). Le kalmia a également un effet négatif sur la croissance du sapin baumier (*Abies balsamea*) (Thompson et Mallik, 1989). Une expérimentation réalisée par Thompson et Mallik (1989) démontre que le sol provenant de station de kalmia inhibe la germination de graines d'épinette noire et de sapin baumier. De plus, Bakuzis et Hansen (1965) ont démontré que les graines de sapin baumier produisent la plupart de leur système racinaire dans la couche d'humus. L'humus étant la couche où les effets inhibiteurs de l'allélopathie sont les plus prononcés. Le même phénomène a été observé pour le pin rouge (*Pinus resinosa*) (Mallik et Roberts, 1994), le taux de germination des graines de pin rouge et d'épinette noire (Prévost, 1994) est significativement plus élevé sur du substrat minéral que du substrat provenant de station de Kalmia.

2.2.1.2. Thé du labrador

Le thé du labrador est une espèce indigène de l'Amérique du nord. Au Québec, il est présent jusqu'au 60° degré de latitude. Cet arbuste mesure entre 30 et 100 cm de hauteur et présente des tiges irrégulièrement ramifiées. Les feuilles, d'une longueur de 2 à 5 cm, sont alternes, simples, oblongues à linéaires-oblancoélées, entières et à marges fortement révolutes. Elles

sont brièvement pétiolées et persistent deux ans sur le rameau. La face inférieure est densément rousse tomenteuse.

La floraison a lieu de la fin mai à la fin juin et les fleurs sont visitées par des abeilles et des mouches (Pojar, 1974; Heinrich, 1976). Les fleurs, blanches et hermaphrodites, ont un diamètre moyen de 8 à 10 mm. Elles sont réunies en glomérules ombelliformes. Elles ont peu de nectar (Pojar, 1974). Les fruits se présentent sous forme de capsules subcylindriques, étroites d'une longueur de 5 à 6 mm et longuement pédonculées. Les fruits sont à maturité en juillet et août. Cette plante produit beaucoup de graines, une seule fleur en produisant plus de 50 (Karlin et Bliss, 1983). Le vent disperse les graines (Pojar, 1974) qui ne sont pas viables longtemps. En effet, le taux de germination chute à 16% chez des semences âgées de 13 à 22 mois (Karlin et Bliss, 1983).

On retrouve le thé du labrador principalement sur des stations humides telles que les tourbières à sphaignes (Vitt et Slack, 1975). Il croît également sur des sols très humides (Jeglum, 1974). On l'associe généralement aux sols à texture grossière et moyenne plutôt que fine et il croît bien sur les sols organiques. Il s'établit sur des sols dont le drainage varie de bon à très mauvais, mais s'accommode d'une station où l'eau est stagnante ou d'une nappe phréatique élevée (Jobidon, 1995). Il pousse communément dans les peuplements ouverts et nordiques d'épinettes noire ou blanche et de mélèze (Hustich, 1951; Corns, 1983). En premier lieu, le thé du labrador se retrouve sur des dépôts glaciaires et lacustres, et en moindre importance sur des dépôts organiques et fluvioglaciaires (Jobidon, 1995). On note sa présence principalement sur des hummus de type mor ou sur de la tourbe, parfois sur les sols organiques. C'est une espèce intolérante à l'ombre (Bakuzis et Hansen, 1959).

Le thé du labrador croît généralement sur des stations acides (Stanek et Orloci, 1987) et pauvres en azote (Reader, 1980). Il est peu dépendant de ses réserves d'azote et phosphore accumulées pour assurer une nouvelle croissance; près de 80% des exigences des parties aériennes en ces éléments sont satisfaites par le prélèvement (Chapin, 1983). On observe une diminution des concentrations foliaires en azote, phosphore et potassium avec le vieillissement de la feuille (Reader, 1978). Small (1972) soutient que les espèces à feuilles

persistantes comme le thé du labrador peuvent produire 135% plus de substances utilisées pour la photosynthèse par unité d'azote que les espèces à feuilles décidues du même milieu et 190% de plus que l'épinette noire. Ces résultats confirment que le thé du labrador utilise très efficacement l'azote prélevé et probablement les autres éléments aussi. La plante conserve ses feuilles durant deux saisons, ce qui lui permet de prélever constamment des éléments nutritifs au cours de la saison de croissance la rendant plus efficace qu'une espèce à feuilles caduques (Chapin et Tryon, 1983).

Le thé du labrador se reproduit par voie végétative. Les nouvelles tiges aériennes sont formées par le contact de tiges aériennes avec des mousses (Calmes et Zasada, 1982), un processus qui se compare au marcottage chez l'épinette noire. Les boutures de tiges de thé du labrador peuvent former des racines (Holloway et Zasada, 1979). Reader (1980) rapporte que cette espèce perd 40% de ses feuilles au mois d'août, alors que la majorité tombe l'année suivante en septembre. Les feuilles affichent une couleur brune à la fonte des neiges, et reverdissent environ après deux semaines. L'élongation des tiges commence à la fin juin et se termine en août (Prudhomme, 1983).

Cette espèce, comme le kalmia à feuilles étroites, interfère avec la croissance de l'épinette noire de deux façons, soit 1) par la compétition pour les nutriments et/ou 2) les effets allélopathiques. Ainsi, Hébert *et al.* (2010) ont montré que dans les stations éricacées-épinette noire, le thé du labrador est en mesure de limiter la disponibilité des nutriments dans le sol et ce, peu importe la fertilité du site. Par ailleurs, Inderjit et Mallik (1996a) observent une nette diminution de la croissance dans les plantations d'épinettes noires où il y a présence du thé du labrador, en comparaison aux plantations où ce dernier est absent. Les mêmes auteurs révèlent que les feuilles et la litière du thé du labrador ont la capacité de modifier les caractéristiques du sol et de réprimer la croissance des semis d'épinette noire (Inderjit et Mallik, 1996a). Le lessivage des composés phénoliques solubles, présents dans le feuillage du thé du labrador et dans l'horizon organique et minéral, altère la disponibilité des nutriments dans le sol.

Des études démontrent que le lessivage des composés phénoliques des feuilles suffit à augmenter la concentration dans le sol et ainsi jouer un rôle important dans la disponibilité des minéraux (Rice, 1984; Holland et Coleman, 1987; Facelli et Pickett, 1991). Des sols amendés avec les feuilles et la litière de thé du labrador présentaient des teneurs plus élevées en N, Al, Ba, Mn, Ca, Mg, Zn, K, mais plus faibles en Cu, Na, et Fe. La disponibilité en minéraux et nutriments serait influencée par la présence des composés phénoliques qui augmentent le pH du sol, donc sa capacité à mobiliser les minéraux dans le sol (Facelli et Pickett, 1991).

2.2.2. Développement du système racinaire

2.2.2.1. Description générale du système racinaire

Les racines assurent trois principales fonctions chez les plantes : (1) la fixation de la plante au sol, (2) l'absorption de l'eau et des substances dissoutes (Camefort et Paniel, 1962) ainsi que (3) la production d'hormones (cytokinine, acide abscissique, gibbérelline) contrôlant la croissance de la partie aérienne (Raven *et al.*, 2000). Elles peuvent parfois remplir le rôle d'organe de réserve (Camefort et Paniel, 1962).

On reconnaît deux types morphologiques, le système à racine pivotante et à racine fasciculée. Le système à racine pivotante se caractérise par le fait que la racine issue de la radicule conserve sa dominance sur les racines latérales. On retrouve ce système communément chez les conifères et les dicotylédones. Il peut atteindre plusieurs mètres de profondeur, allant parfois de 30 à 50 m. Chez le système racinaire ramifié, la racine principale se divise en racines secondaires et tertiaires. Ce système est très fréquent chez les graminées et les monocotylédones. En général, l'enracinement de ce type de racine sera moins profond que les systèmes racinaires pivotants et permet une meilleure adhérence aux particules du sol (Camefort et Paniel, 1962; Raven *et al.*, 2000).

2.2.2.2. Effet du substrat sur le système racinaire

Le kalmia et le thé du labrador sont deux espèces qui peuvent s'établir et croître sur une grande variété de conditions édaphiques en forêt boréale. Leur croissance est stimulée par des perturbations qui augmentent l'apport de lumière. De plus, les deux espèces sont en mesure de s'adapter à des sites pauvres, mais peuvent aussi répondre à une augmentation de la disponibilité des nutriments en augmentant la consommation dans leurs tissus (Mallik, 1993; Laberge-Pelletier, 2007). Le substrat retrouvé sur la CEBC est principalement constitué de sable et de gravier (Bussière *et al.*, 2003), un milieu sur lequel le kalmia et le thé du labrador peuvent bien s'installer (Mallik, 1993; Laberge-Pelletier, 2007).

Scagel (1999) démontre, dans une étude sur les éricacées, l'importance des nutriments retrouvés dans un substrat pour favoriser la croissance des racines de *Kalmia latifolia*. L'auteur confirme qu'il y a une forte corrélation entre la présence des éléments suivants : azote, zinc, manganèse, soufre, ainsi que le développement racinaire des plants étudiés. De plus, les résultats confirment qu'il y a une relation linéaire positive entre la concentration de protéine et en azote dans la tige et la formation de racines adventives. Ceci suggère que l'azote joue un rôle particulièrement important dans le développement des racines adventives. Les résultats de Mallik (1996) confirment par ailleurs les effets positifs de l'azote sur la croissance des racines de kalmia, mais aussi du phosphore et du potassium. En effet, dans cette étude, les plants de kalmia affichant le plus grand gain de biomasse étant ceux ayant reçu une fertilisation en azote de 150 kg ha^{-1} et une combinaison azote (150 kg ha^{-1}) – phosphore (60 kg ha^{-1}) – potassium (100 kg ha^{-1}), contrairement aux plants témoins non fertilisés ou ceux ayant reçus toute autre combinaison des 3 fertilisants. Hummel *et al.* (1990) confirment que la croissance et la densité des racines de *Kalmia latifolia*, (qui présente les mêmes besoins nutritionnels que le kalmia à feuilles étroites (Jaynes, 1988)), ne sont pas affectées par le substrat dans lequel se trouve la plante, mais plutôt par la disponibilité des nutriments.

Il existe donc un lien entre la croissance d'un système racinaire d'une plante et le type de sol dans lequel il se développe. Il devient alors primordial de mettre les plantes en terre dans un

substrat adéquat qui fournira les conditions optimales pour un développement maximal. Dans cette optique, l'utilisation de matières résiduelles fertilisantes (MRF) afin d'améliorer l'implantation et l'établissement des plantes à effet allélopathique sur la CEBC s'avère une solution logique et économique.

2.3. Matières résiduelles fertilisantes (MRF)

On définit les MRF comme des matières dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer la nutrition des végétaux, de même que les propriétés physiques, chimiques ou biologiques du sol (MDDEFP, 2012). Le niveau de siccité (quantité de résidus secs) détermine si les MRF sont sous forme solide ou liquide. On les classe en trois catégories : les biosolides (communément appelés boues), les amendements calciques ou magnésiens (ACM) et les composts. Le terme biosolide définit principalement les solides ayant reçu un traitement secondaire biologique (Beausoleil et Fouchécourt, 2001), cependant dans l'optique de simplifier le texte nous désignons par biosolides les boues municipales ainsi que les boues papetières qu'elles soient primaires ou secondaires. Les cendres, les poussières de cimenteries, les coquilles d'œufs et autres résidus minéraux alcalins sont regroupés sous le terme ACM.

Les MRF sont principalement utilisées pour l'épandage sur les sols agricoles, la transformation en compost, la fabrication de terreaux commerciaux, la végétalisation de lieux dégradés ainsi que la fertilisation sylvicole (MDDEFP, 2012). Le type d'usage et les doses d'épandage dépendront des propriétés physico-chimiques et microbiologiques des MRF, qui varient nettement d'une à l'autre (Charbonneau *et al.*, 2001). Un résidu doit avoir des propriétés de matière fertilisante (engrais ou amendement) afin d'être considéré comme une MRF. Tous ceux désirant effectuer une activité d'épandage de MRF doivent, en général, obtenir un certificat d'autorisation (CA) délivré par le ministère du Développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP). On s'assurera ainsi que la MRF répond à des critères spécifiques pour éviter toute nuisance à l'environnement et la santé. La politique québécoise de gestion des matières résiduelles fixe un objectif de recyclage de 60% de la matière organique par voie biologique. Par conséquent, l'épandage de la majorité des

biosolides, composts et digestats en provenance des secteurs municipaux et industriels demeure une avenue prometteuse. Ainsi, l'utilisation des MRF permet de diminuer l'enfouissement ou l'incinération des matières putrescibles, en plus de permettre aux compagnies de diminuer les coûts liés à la gestion de leurs résidus (MDDEFP, 2012).

2.3.1. Les biosolides

Les biosolides sont générés par le traitement primaire (biosolides primaires) ou secondaire (biosolides secondaires) des eaux usées municipales ou industrielles. Les biosolides mixtes désignent une combinaison des biosolides primaires et secondaires.

2.3.1.1. Boues municipales

Au Québec, depuis une trentaine d'années, la valorisation des boues municipales s'effectue principalement par épandage agricole (Pion et Hébert, 2010). Sa valorisation reste encore marginale dans le cadre de fertilisation des plantations d'arbres, des forêts ou lors de la remise en végétation de sites dégradés. C'est seulement à partir du début des années 1970 que l'on cessera de déverser la majorité des eaux usées provenant des égouts municipaux et des industries dans les cours d'eau et les lacs du Québec (Pion et Hébert, 2010). Des études ont révélé que ces pratiques diminuaient grandement la qualité de l'eau et augmentaient les phénomènes d'eutrophisation (Pion et Hébert, 2010). La présence d'agents pathogènes, de nutriments, de matière organique, de métaux et autres contaminants menaçait la survie de plusieurs espèces aquatiques. Le programme d'assainissement des eaux usées du Québec (PAEQ), mis en place en 1978, vise à protéger les milieux aquatiques affectés par la pollution hydrique d'origine municipale. Dès lors, plus de 700 usines de traitement des eaux ont été construites afin de traiter un volume dépassant 6 millions de m³/jour (MAMROT, 2009). Cependant, les boues municipales générées par le traitement de ces eaux représentent elles-aussi un problème environnemental.

Trois options permettent de se départir de ces résidus : l'enfouissement, l'incinération ou la valorisation à titre de matière fertilisante, les deux premières options étant les plus coûteuses

(Grenier, 1989). Étant donné leur richesse en azote et phosphore, les boues municipales sont considérées comme un engrais organique de qualité (Grenier, 1989). Plusieurs études démontrent que les boues municipales représentent un amendement de choix dans le cadre de végétalisation de sites pauvres (Hébert, 2003; Alvarenga *et al.*, 2009; N'Dayegamiye, 2010).

2.3.1.2. Boues papetières

Les boues papetières sont le résultat du traitement des effluents papetiers. Ce traitement s'effectue en deux étapes (Bassompierre, 2007). Un décanteur reçoit les eaux usées à la sortie de l'usine qui comprennent aussi des matières solides telles que la pâte et les morceaux de bois. Les eaux sont traitées par sédimentation ou flottation dans un décanteur qui permet la suppression de plus de 80% des matières en suspension. Ces matières, récupérées dans le décanteur, représentent les boues primaires et sont constituées principalement des fibres de bois trop courtes rejetées lors de la fabrication de la pâte et du papier. Par la suite, les eaux sont dirigées vers des bassins d'aération où les micro-organismes dégraderont la matière organique. Finalement, l'effluent se dirigera vers des décanteurs secondaires qui retiennent les micro-organismes et les matières solides restantes, ils constitueront les boues secondaires. Le traitement secondaire permet d'éliminer la majorité des composés organiques biodégradables, mais n'élimine pas les composés métalliques dont il faudra tenir compte avant l'épandage.

Les boues papetières améliorent les propriétés du sol et augmentent le rendement des végétaux (Boni *et al.*, 2004; Bipfubusa, 2006; N'Dayegamiye et Drapeau, 2009). Elles représentent un apport de qualité et diminuent les coûts reliés en fertilisation.

2.3.2. Les amendements calciques et magnésiens (ACM)

Les ACM sont utilisés principalement pour augmenter le pH des sols ainsi que pour fournir un apport significatif en calcium, potassium, phosphore, magnésium ou soufre. Ils contiennent peu de matières organiques.

2.3.2.1. Cendres

À la fin des années 1980, le Québec produisait plus de 45 000 tonnes métriques (tm) de cendres de bois par ses industries de pâtes et papiers et 71 000 tm par l'ensemble de l'industrie forestière (Hébert et Breton, 2008). Les cendres sont reconnues pour améliorer les propriétés du sol et sont riches en chaux (Gautry, 2001). Elles contiennent de la potasse et sont riches en oligo-éléments, phosphore et magnésium, mais ne contiennent pas ou peu d'azote, évitant le débalancement du ratio carbone/azote (Gautry, 2001). Les teneurs peuvent varier selon les procédés de fabrication et les matières premières utilisées. Jusqu'aux années 1930, l'épandage des cendres en milieu agricole était largement répandu. Les cendres possèdent un fort pouvoir neutralisant, une tonne sèche apporte 200 kg de chaux. Une tonne de cendres contient en moyenne 30 kg de potasse. Elles ne contiennent pas de substances nocives et ne dégagent pas d'odeurs nauséabondes. L'épandage sylvicole est par contre moins répandu, notamment dû à la modification radicale du pH affectant le cycle nutritionnel des arbres (Gautry, 2001). Malgré tout, des gains de 25 à 60% ont été observés sur la croissance du saule, du peuplier et du pin sylvestre plusieurs années après l'épandage de cendres en Finlande (Gautry, 2001). Ce gain étant attribuable à l'augmentation des concentrations de potassium, calcium et magnésium (Vance, 1996). L'effet positif serait plus prononcé sur les arbres feuillus en raison de leurs besoins plus élevés en calcium, potassium et magnésium (Gautry, 2001). Il convient donc de s'assurer lors de l'épandage sylvicole des besoins des végétaux sur le site et de vérifier la nature du sol au préalable. L'utilisation de cendres dans le cadre de restauration de site dégradé est un phénomène nouveau en pleine expansion.

2.3.2.2. Biochar

Le biochar est fabriqué, généralement, par la pyrolyse de biomasse dans un milieu ayant une faible teneur en oxygène (Sohi *et al.*, 2010). La pyrolyse libère du CO₂, des gaz combustibles (H₂, C, CH₄), des huiles volatiles, des vapeurs goudroneuses et génère des résidus solides ayant une forte teneur en C (Sohi *et al.*, 2010). Ce sont ces résidus solides qui sont

généralement utilisés pour amender le sol et sont nommés plus précisément biochar (Sohi *et al.*, 2009).

Le biochar est poreux et de couleur foncée, mais ses autres caractéristiques varient en fonction de la biomasse initiale et de la technologie de production utilisée (Sohi *et al.*, 2010; Verheijen *et al.*, 2010). Par exemple, Kuwagaki et Tamura (1990) démontrent que le pH du biochar passe de 7,6 à 310°C à 9,7 à 850°C. Une revue de littérature de Verheijen *et al.*, (2010) indique que la réponse des cultures au biochar n'est pas liée linéairement aux quantités appliquées et varient d'une étude à l'autre. Rondon *et al.*, (2007) ont noté des effets positifs du biochar sur la culture de haricot jusqu'à une dose de 60 Mg ha⁻¹, alors que des effets négatifs ont été constaté pour une dose de 150 Mg ha⁻¹.

Les caractéristiques physiques et chimiques doivent notamment être prises en compte pour la détermination des doses nécessaires puisqu'il y a une grande variabilité au sein du biochar (Baril, 2013). Les caractéristiques dont on doit tenir compte sont : le pH, la teneur en composés volatils, le contenu en cendres, la capacité de rétention en eau (CRE) (Sohi *et al.*, 2010), la CEC (Rivard, 1985), la masse volumique apparente (pb), le volume des pores et la surface spécifique (Okimori *et al.*, 2003). La CEC semble un facteur plus important que les autres (Sohi *et al.*, 2009). Une expérimentation de Liang *et al.* (2006) indique qu'une application de biochar augmente la CEC d'un sol et diminue les pertes en éléments nutritifs. Le biochar permet de stimuler la microflore et la microfaune du sol par certains sucres présents à sa surface (Verheijen *et al.*, 2010). Cet effet serait par contre temporaire et les fonctions du biochar seraient semblables à celles des minéraux lorsque les sucres et le carbone soluble sont métabolisés. Par contre, sa structure poreuse favorise sa colonisation par les micro-organismes (Solaiman *et al.*, 2010), et permet aux sols amendés de maintenir une biomasse microbienne supérieure aux sols non amendés (Pietikäinen *et al.*, 2000; Verheijen *et al.*, 2010).

Une étude de Kimetu *et al.* (2008) indique que les effets positifs observés sur la croissance des plantes seraient dus à l'amélioration des propriétés physiques du sol plutôt qu'à un apport nutritif. Finalement, Steiner *et al.* (2007), Kimetu *et al.* (2008) ainsi que Husk et Major

(2010) affirment que l'application de biochar au sol en améliore les qualités à très long terme. L'utilisation de résidus organiques est de plus en plus envisagée comme une option dans la restauration de sites miniers (Walker *et al.*, 2004; Brown *et al.*, 2005; Pérez-de-Mora *et al.*, 2006).

2.4. Restauration de la couverture végétale de lieux dégradés

Un lieu dégradé est une surface de sol présentant une carence importante au support de la végétation. Cette carence peut être issue de l'activité humaine suite à la réalisation de travaux comme l'exploitation d'une carrière, d'une sablière ou d'une mine ou suite à une perturbation naturelle. Dans les deux cas, il peut être nécessaire d'améliorer les propriétés chimiques, physiques ou biologiques afin de favoriser l'établissement et le maintien de la végétation à long terme. La restauration vise à améliorer les propriétés du sol, assurer la pérennité du couvert végétal installé tout en s'assurant de l'absence de risque pour l'environnement. Plusieurs facteurs peuvent limiter l'établissement de la végétation sur un lieu dégradé comme un pH trop acide ou basique, une carence en nutriments, un sol avec une forte compaction, une pente trop prononcée, un drainage déficient ou une contamination en éléments toxiques (Gilman *et al.*, 1981; Leavitt *et al.*, 2000; Tordoff *et al.*, 2000; Ye *et al.*, 2000; MEND, 2001; Néel *et al.*, 2003).

La présence de végétation sur un recouvrement des résidus miniers présente de nombreux avantages. Elle favorise la stabilisation géotechnique des sols et limite considérablement les dommages pouvant être engendrés par l'érosion (DOE, 1988). De plus, de par la transpiration des plantes, la quantité d'eau qui percole vers les résidus est nettement diminuée, ce qui limite les risques de contamination de l'aquifère. Par conséquent, il est primordial de tenir compte des végétaux sélectionnés pour la restauration d'une couverture. Il faut s'assurer que les racines de l'espèce ne pourront pas exercer un impact négatif et mettre en péril le fonctionnement de la CEBC. On visera une végétation qui pourra se renouveler d'elle-même tout en nécessitant peu d'entretien. Les perturbations naturelles telles que les feux ou la sécheresse ne devraient pas représenter un obstacle à sa pérennité. Il faut donc sélectionner

des végétaux qui feront office de protection pour la CEBC mais qui également pourront s'établir définitivement (DOE, 1988).

CHAPITRE III

OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

3.1. Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de déterminer quelles matières résiduelles fertilisantes, à titre de substrat, favorisent l'implantation du kalmia à feuilles étroites ainsi que du thé du labrador sur la CEBC. Différents substrats composés de résidus industriels, boues municipales, boues papetières, cendres et biochar, ont été testés.

Les objectifs spécifiques sont :

1. évaluer l'effet du substrat sur le gain de biomasse (humide et anhydre) du kalmia et du thé du labrador en milieu contrôlé;
2. déterminer si ces mêmes substrats stimulent la production de composés phénoliques, métabolites secondaires présents dans les tissus végétaux (feuilles et racines);
3. cibler les substrats qui permettent le meilleur taux de survie des plants mis en terre sur une CEBC;
4. sélectionner les substrats favorisant le meilleur taux de germination du kalmia et du thé du labrador.

La rencontre de ces objectifs permettra, en plus de développer une stratégie efficace pour favoriser l'implantation de plantes à effets allélopathiques sur la CEBC, de mettre au point une méthode efficiente pour végétaliser les sites dégradés.

3.2. Hypothèses

L'hypothèse principale est qu'il est possible de créer un substrat optimal, qui répondra aux besoins du kalmia et du thé du labrador, à l'aide de matières résiduelles fertilisantes, où chaque composant joue un rôle particulier. Les matières résiduelles fertilisantes sont de nature organique, permettant ainsi de fournir un apport nutritif.

Les hypothèses spécifiques sont les suivantes :

1. les MRF devraient stimuler la croissance du kalmia et du thé du labrador et générer un gain de biomasse supérieur comparativement au substrat témoin (substrat 1 : sable de CEBC);
2. l'accumulation totale (mg) de polyphénols totaux devrait se faire dans les substrats, les feuilles et les racines du kalmia et du thé du labrador;
3. dans l'expérimentation sur le terrain, le taux de survie des deux espèces devrait être supérieur dans les parcelles contenant des résidus industriels comparativement aux parcelles témoin (substrat 1 : sable de CEBC);
4. le taux de germination du kalmia et du thé du labrador devrait être plus élevé sur les substrats dont le pH se situe entre 4 et 5,5.

CHAPITRE IV

MÉTHODOLOGIE

4.1. Essais en serre

4.1.1. Description des substrats

Dans le cadre de cette expérimentation, deux substrats témoins et cinq substrats ont été testés. Les MRF provenaient pour la plupart des compagnies de la région de l'Abitibi-Témiscamingue, et ont été sélectionnés en raison de leur proximité et de leur disponibilité. Le substrat témoin est : (1) du sable de la couche superficielle de la CEBC du site Bouchard-Hébert (Nyrstar, Clérick, Québec) restauré en 2008. Parmi les six autres substrats on retrouvait (2) de la terre noire provenant du secteur de Saint-Guillaume-de-Granada (N : 48°10', W : 79°00'); (3) un mélange de cendre, de boue papetière et de boue municipale, (4) des boues papetières mixtes (Produits forestiers Résolu, Amos, Québec); (5) des cendres de cogénération (Boralex, Senneterre, Québec), (6) des boues municipales (MRC de la Vallée-de-l'Or, Québec) et (7) du biochar (Airex Énergie, Laval, Québec). Des copeaux de bois ramé-fragmentés, du sable et de la tourbe brune (Tourbière Sylvain Moreau, Senneterre, Québec) ont été ajoutés aux substrats 3 à 7, afin de diminuer la compaction et favoriser la rétention d'eau. L'ajout de copeaux de bois visait aussi à imiter les débris ligneux retrouvés dans les sols où on trouve du kalmia et du thé du labrador en milieu naturel. Le mélange des substrats est effectué à l'aide d'un mixeur de type rotatif pour assurer l'homogénéité et suivant les proportions au tableau 4.1.

Tableau 4.1 Proportion des différents substrats utilisés (expérimentation terrain et laboratoire)

Substrats	Terre noire	BP	BM	Cendres	BRF	Sable	Charbon
1	0	0	0	0	0	0	0
2	100	0	0	0	0	0	0
3	0	20	20	20	30	10	0
4	0	60	0	0	30	10	0
5	0	0	0	60	30	10	0
6	0	0	60	0	30	10	0
7	0	0	0	0	30	10	60

BP : boues papetières, BM : Boues municipales, BRF : copeaux de bois raméo-fragmentés

4.1.2. Matériel végétal

Les plants utilisés lors de cette expérimentation provenaient de la Pépinière Aiglon (Notre-Dame-de-Lourdes, Québec). Ils étaient âgés de 2 ans et de petites dimensions (cassette de 45 cavités) avec une hauteur moyenne de $30 \text{ cm} \pm 2 \text{ cm}$. La longueur moyenne de la carotte racinaire était de $15 \text{ cm} \pm 0,1 \text{ cm}$. Pour chaque substrat, 20 plants de kalmia et 20 plants de thé du labrador ont été mis en pot de $0,014 \text{ m}^3$, pour un total de 280 plants. Cette quantité visait à permettre de pallier à une éventuelle mortalité des plants, tout en s'assurant d'obtenir un nombre de réplicats suffisant. Les plants ont été placés en serres en juin 2011, à une température de $22^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ et un taux d'humidité de $85\% \pm 3\%$. Les plants ont été arrosés deux fois par jour durant 5 minutes avec un système d'arrosage automatisé. Ils ont été déplacés aléatoirement à chaque semaine. Comme les essais ont démarré au mois de juin, la luminosité naturelle était suffisante pour mener à bien l'expérience.

4.1.3. Mesures de biomasse

Les mesures de biomasse anhydre ont été effectuées sur un total de 120 plants sélectionnés au hasard; 15 plants au début (T0) et 15 plants par substrat, après cinq mois (T5) de croissance en serres. Pour chaque plante, les feuilles, les tiges et les racines ont été séparées. Pour les mesures de la biomasse racinaire, 1 cm^3 a été prélevé dans le quart supérieur de chaque

carotte racinaire. Les échantillons ont par la suite été nettoyés à l'eau déionisée et séchés à une température de 60°C dans une étuve (Caron, modèle 3412) jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Pour les mesures de biomasse racinaire, les résultats sont exprimés pour 1 cm³ de racine. Lors du démantèlement des pots, la compaction a été évaluée visuellement et au toucher du substrat suivant 3 niveaux : peu, moyen, élevé.

4.1.4. Caractérisation physico-chimique

Des analyses ont été réalisées sur les substrats, le sable, la tourbe, les copeaux et les tissus végétaux (feuilles et racines) dans les laboratoires du Centre technologique des résidus industriels (Rouyn-Noranda, Québec). Les polyphénols totaux ont été mesurés en hydratant 0.5 ml du mélange séché (substrats et tissus végétaux) d'acétone-eau (30 :70, v/v) auquel ont été ajoutés 1ml d'eau déionisée, 0.5 ml du réactif Folin-Ciocalteu (Sigma-Aldrich) et 2.5 ml de la solution aqueuse de Na²CO³ (20%, w/v). L'absorbance de la solution a été lue à 750 nm, sur un spectrophotomètre (Sigma-Aldrich) et les quantités estimées à l'aide d'une courbe étalon à l'acide gallique (Sigma-Aldrich) (Waterman et Mole, 1994). Les résultats sont exprimés en mg d'équivalent d'acide gallique par g de matière sèche (mg EAG g⁻¹). La concentration totale des substrats en métaux a été quantifiée dans les laboratoires de l'Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM) (Rouyn-Noranda, Québec) par spectroscopie d'émission atomique par plasma d'argon à couplage inductif (ICP-AES). Les résultats sont exprimés en mg/L.

Des échantillons de substrat ont été acheminés au laboratoire d'Agridirect (Longueuil, Québec) pour certaines analyses. Le potassium assimilable (K-Al), le phosphore assimilable (P-Al) et le magnésium assimilable (Mg-Al) ont été quantifiés selon la méthode de spectrométrie d'absorption atomique après extraction avec une solution Mehlich III (MA. 10101 - Mel, ministère de l'Environnement du Québec, 2003). Le potentiel hydrogène (pH) et la capacité d'échange cationique (CEC) ont été déterminés à partir d'une solution sol : eau (1:5, w/v) (MA. 1010 - pH 1.0, ministère de l'Environnement du Québec, 2003). La matière sèche a été déterminée par séchage

à l'étuve à 60°C (AOAC Official method, 1999). La matière organique a été mesurée par combustion dans un four à moufle à 500°C (MA. 1010 - PAF 1.0, Ministère de l'environnement du Québec, 2003). Toutes les analyses ont été réalisées en triplicata. Les caractéristiques physico-chimiques des substrats sont présentées en annexe A.

4.2. Essais de germination

4.2.1. Matériel végétal

Les semences matures de kalmia et de thé du labrador ont été récoltées sur le terrain (N : 48°16', W : 79°32') à l'automne 2010. Elles ont été séchées à 20°C durant 12h afin d'évacuer le surplus d'humidité puis conservées dans un réfrigérateur de type walk-in à une température de 4°C \pm 1°C jusqu'à la réalisation de l'expérimentation en avril 2013. Les semences de luzerne qui servaient de témoin, ont été achetées chez le fournisseur La Semence (Rouyn-Noranda, Québec) et conservées à une température constante de 22°C à l'obscurité. Aucun traitement n'a été effectué. Un tri des semences de luzerne a permis de rejeter celles qui présentaient diverses anomalies: déformations, couleur foncée ou capsules vides. Comme la luzerne (*Medicago sativa* L.) peut germer et croître sur un substrat pauvre en nutriment et résiste bien à différents stress (Bouton, 2012), cette espèce a été sélectionnée à titre de témoin.

4.2.2. Conditions des essais

Pour chaque substrat, 25 semences de kalmia et de thé du labrador ont été dispersées aléatoirement dans un plat de pétri d'un diamètre de 90 mm, puis hydratées avec de l'eau déionisée. À titre de témoin, 25 semences sont placées dans un plat de pétri contenant un filtre Whatman no 42. Chaque combinaison est répétée trois fois, pour un total de 75 graines par traitement. Les semences de kalmia et de luzerne ont été placées en chambre de croissance (Caron, modèle 6320-1) à 22°C \pm 1°C, et une photopériode de 16/8 h (Jaynes, 1971; Bouton, 2012). L'expérience s'est déroulée sur une période de 7 jours pour la luzerne

et 24 jours pour le kalmia. Les semences de rhododendron ont été exposées à une température de $24^{\circ}\text{C}/16^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ pour une photopériode de 16/8h (Karlin et Bliss, 1983). L'expérience s'est déroulée sur une période de 28 jours. Un décompte de graines germées a été réalisé tous les deux jours. L'humidité était ajustée au besoin. Une graine devait avoir une radicule d'au moins 2 mm de longueur pour être considérée comme germée.

4.3. Essais sur le terrain

4.3.1. Description du site

Les travaux ont été réalisés sur le site Bouchard-Hébert. Le site appartient à la compagnie minière Nyrstar et couvre une superficie de 107 ha. Il se situe dans le canton Dufresnoy de la MRC de Rouyn-Noranda. Le recouvrement multicouche de type CEBC a été construit en 2008. Le terrain est relativement plat avec une pente inférieure à 3%. La végétation commence à coloniser le site, des bouleaux (*Betula papyfera*) et quelques résineux (épinette noire (*Picea mariana*) et sapin baumier (*Abies balsamea*)) y ont été recensés lors d'une visite terrain effectuée à l'automne 2010.

4.3.2. Description du dispositif

Le plan d'expérience est un dispositif en blocs aléatoires complets. Un inventaire visuel réalisé à l'automne 2011, ainsi que la présence d'une végétation caractéristique a permis de déterminer la présence d'une zone sèche et d'une zone humide. Chaque zone comprend 3 blocs expérimentaux; chaque bloc étant constitué de 21 cellules d'un mètre carré. Le taux d'humidité et la granulométrie de la couche superficielle ont été déterminés (Annexe B) afin de s'assurer de l'homogénéité du site à l'aide d'une analyse de 27 échantillons par zone. Les mêmes 7 substrats que ceux décrits précédemment dans l'expérimentation en serre ont été ajoutés sur le site et formaient une couche d'une épaisseur d'environ 15 cm. Les 7 substrats ont été testés pour chaque espèce. La mise en terre du kalmia et du thé du labrador s'est effectuée à l'été 2011. Pour chacun des blocs, 7 cellules ont été reboisées avec du kalmia, 7 avec du thé du labrador et 7 cellules ont été à la fois reboisées avec du kalmia et ensemencées

avec des graines de thé du labrador. Cette dernière combinaison vise à favoriser l'implantation du thé du labrador, tout en empêchant la colonisation du secteur par des essences forestières grâce à la présence du kalmia. Cette combinaison a été testée parce que le kalmia était disponible en plus grande quantité que le thé du labrador. Dans chaque cellule, les plants ont été reboisés à 0,15 m de distance, pour un total de 34 plants par cellule. Afin de déterminer le succès des amendements, un dénombrement des plants mis en terre a été effectué à la fin de la première saison de croissance, pour déterminer le taux de survie. Le déchaussement moyen (cm) a été mesuré pour chaque cellule. De plus, un inventaire de la végétation compétitrice par classe de recouvrement (A: 0-25%, B: 25-50%, C: 50-75%, D: 75-100%) a été effectué.

4.4. Analyses statistiques

Pour les essais en serre, l'effet du substrat sur 1) le gain en biomasse des plantes, 2) la production de polyphénols totaux ainsi que 3) le taux de germination des trois espèces a été testé. Les données de l'expérimentation devaient respecter la normalité des résidus (test de Fligner-Killeen) et l'homogénéité de la variance (test de Shapiro-Wilk). Les données répondaient à ces conditions et ont été testées avec l'analyse de variance à un critère de classification (ANOVA) Les données qui ne satisfaisaient pas aux conditions de l'ANOVA ont été soumises au test non-paramétrique de Kruskal-Wallis ou de comparaisons multiples de Wilcoxon avec l'ajustement de Bonferroni. La compaction des substrats en fonction du type de substrat a été évaluée par une régression logistique pour une variable réponse catégorique ordinaire à 3 niveaux (compaction : peu, moyen, élevé).

Pour les essais sur le terrain, l'effet du substrat, de l'humidité et de la présence de végétation compétitrice sur le taux de survie des plantes a été évalué à l'aide d'une régression linéaire (modèle linéaire généralisé) avec les blocs comme facteur aléatoire. L'effet du substrat et de l'humidité sur la présence de végétation compétitrice a été évalué à l'aide d'une régression logistique pour une variable réponse catégorique ordinaire à 4 niveaux (recouvrement de la végétation compétitrice : A : 0-25%, B : 25-50%, C : 50-75%, D : 75-100%). L'effet du déchaussement moyen sur le taux de survie des plantes a été testé à l'aide d'une ANOVA.

Lorsqu'une différence significative était dénotée pour la régression linéaire et l'ANOVA, un test de comparaisons multiples de Tukey (HSD) était effectué. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Development Core Team, 2010). Le niveau de significativité pour tous les tests était fixé à $p \leq 0,05$.

CHAPITRE V

RÉSULTATS

5.1. Essais en serre

5.1.1. Croissance en biomasse

Le type de substrat influence significativement ($p < 0,001$) le gain en matière fraîche du kalmia, plus précisément, les plants ayant poussé sur le substrat 3 (mélange (1 :1 :1) (cendres de cogénération : boues papetières mixtes : boues municipales)) et 4 (boues papetières mixtes), ont obtenu un gain moyen de biomasse respectif de 1,40 g et 1,42 g, après 5 mois de croissance, comparativement à 0,87 g sur le substrat 1 (témoin). Les substrats 2 (terre noire), 5 (cendres de cogénération) et 6 (boues municipales) ont donné des rendements inférieurs ($p = 0,03$) à celui du substrat 1 (Figure 5.1). Enfin, on n'observe pas de différence significative en terme de gain de biomasse fraîche entre le substrat 7 (biochar) et le témoin ($p = 0,83$). Les mêmes tendances sont observées pour le gain en matière sèche. Les substrats 3 et 4 ont donné un gain nettement supérieur aux autres substrats à la fois pour les feuilles, les tiges et les racines ($p < 0,001$). Comparativement au substrat 1, on constate un gain de biomasse sèche cumulée supérieur de l'ordre de 88% et 64% sur les substrats 3 et 4. Les rendements les plus faibles ont été obtenus sur les substrats 2 (terre noire) et 6 (boues municipales) et sont significativement inférieurs au substrat 1 ($p = 0,03$). Les substrats 5 (cendres de cogénération) et 7 (biochar) ont généré des gains similaires au substrat 1 ($p = 0,55$) (Figure 5.2).

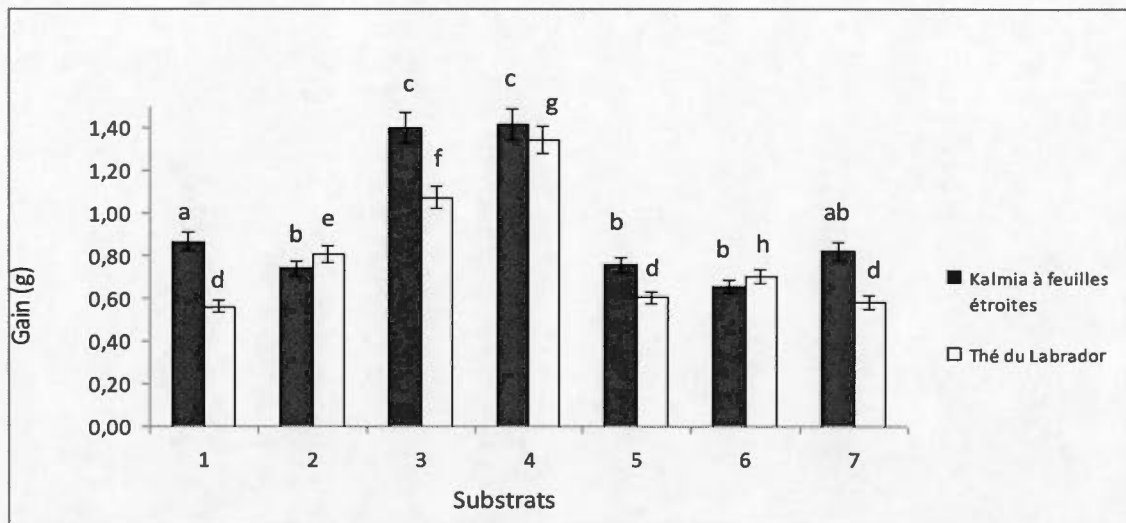


Figure 5.1 Moyenne et écart-type du gain en matière fraîche (g) après 5 mois de croissance en serre, avec sept substrats différents, pour le kalmia à feuilles étroites et le thé du labrador. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats par espèce. Le seuil de signification est de $p \leq 0.05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 15$.

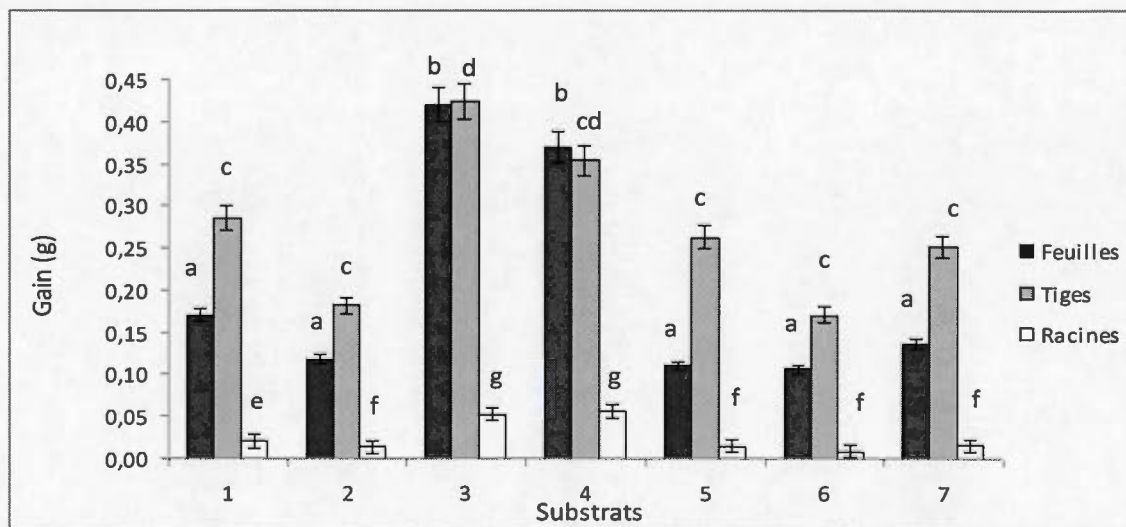


Figure 5.2 Moyenne et écart-type du gain en matière sèche (g) pour le kalmia à feuilles étroites après 5 mois de croissance en serre, avec sept substrats différents. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats pour un même type de tissu. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 15$.

Les mêmes tendances sont observées pour le thé du labrador soit un effet significatif ($p < 0,001$) du substrat sur le gain en matière fraîche. Une différence est observée entre le substrat 1 et les substrats 2 (terre noire), 3 (mélange), 4 (boues papetières) et 6 (boues municipales) ($p < 0,001$) avec un gain total moyen variant entre 0,81 g et 1,347 g (Figure 5.1). Aucune différence n'est notée entre le substrat 1 (témoin sol CEBC) et les substrats 5 (cendres de cogénération: $p = 0,57$) et 7 (biochar: $p = 0,97$) (Figure 5.1). La même tendance est observée pour le gain en matière sèche. Le gain de biomasse significatif ($p < 0,001$) atteint 0,73 g et 0,85 g pour les substrats 3 (mélange) et 4 (boues papetières), respectivement, alors qu'il n'est que de 0,17 g pour le substrat témoin. Les substrats 2 (terre noire) et 6 (boues municipales) ont aussi généré des gains de biomasse ($p = 0,003$) supérieurs à celui du substrat 1. Il n'y a pas de différence entre le témoin et les substrats 5 (cendres de cogénération) ($p = 0,1$) et 7 ($p = 0,81$) (Figure 5.3).

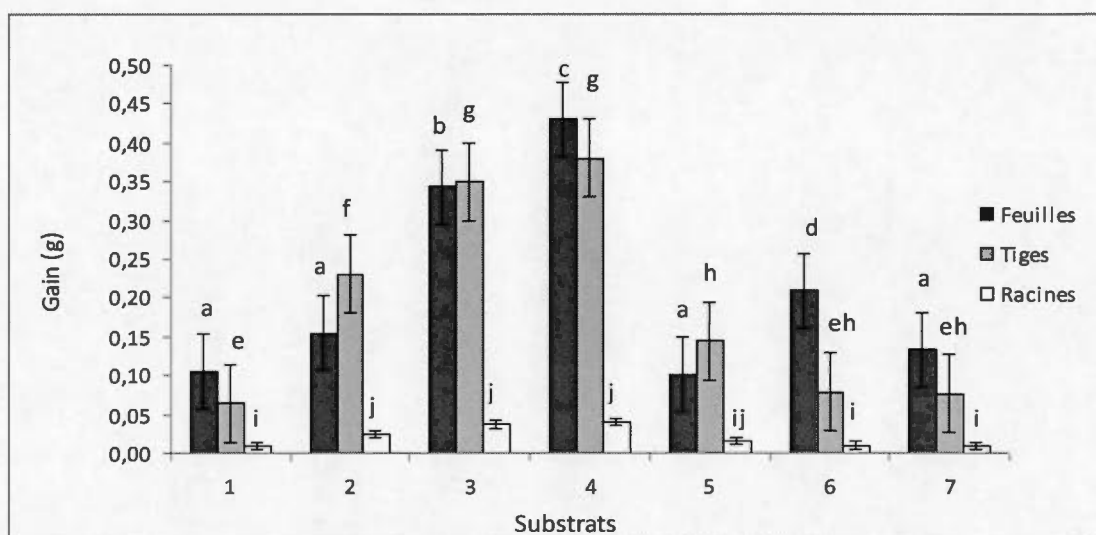


Figure 5.3 Moyenne et écart-type du gain en matière sèche (g) pour le thé du labrador après 5 mois de croissance en serre, avec sept substrats différents. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats pour un même type de tissu. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey pour les feuilles et les tiges et le test de comparaison de Wilcoxon pour les racines, $n = 15$.

5.1.2. Contenu en polyphénols totaux

Les résultats indiquent que le type de substrat influence l'accumulation de polyphénols totaux dans les tissus des plants de kalmia ($p < 0,001$). Une accumulation significative est observée dans les feuilles des plants mis en terre dans les substrats 5 (cendres de cogénération) ($p = 0,03$), 3 (mélange), 4 (boues papetières), 6 (boues municipales) ($p < 0,001$) et 7 (biochar) ($p = 0,001$) en comparaison au substrat 1 (témoin). L'accumulation la plus élevée a été observée dans les feuilles des plants mis en terre dans le substrat 7 (biochar), avec un gain de $101,43 \text{ mg EAG g}^{-1}$ par rapport à T0 (Tableau 5.1). On observe une différence significative du contenu en polyphénols dans les racines suivant le type de substrats ($p < 0,001$). Les racines ayant poussées dans les substrats 2 (terre noire), 4 (boues papetières), 6 (boues municipales) et 7 (biochar) ($p < 0,001$) ont une concentration nettement plus élevée en polyphénols totaux comparativement au substrat 1 (témoin sol CEBC). Par contre, pour les substrats 3 (mélange) et 5 (cendres de cogénération) ($p < 0,001$), on observe une diminution de la teneur en polyphénols totaux dans les racines (Tableau 5.1).

Une accumulation significative de polyphénols totaux a été observée dans les feuilles des plants de thé du labrador mis en terre dans 5 substrats ($p < 0,001$) comparativement au substrat 1 (témoin sol CEBC). L'accumulation est particulièrement marquée dans les feuilles pour les substrats 2 (terre noire), 3 (mélange), 4 (boues papetières), 6 (boues municipales) et 7 (biochar) ($p = 0,001$), et atteint jusqu'à $62,43 \text{ mg EAG g}^{-1}$ pour le substrat 7 (Tableau 5.1). Aucune différence significative n'est observée dans la teneur en polyphénols des feuilles pour les substrats 1 (témoin sol CEBC) et 5 (cendres de cogénération) ($p = 0,103$). Le type de substrat a également un effet significatif sur l'accumulation des polyphénols dans les racines ($p < 0,001$). La teneur en polyphénols dans les tissus racinaires est significativement supérieure pour les substrats 2, 4, 6 et 7 comparativement au substrat 1 ($p < 0,001$) (Tableau 5.1).

Tableau 5.1 Teneur moyenne en polyphénols totaux (mg EAG g⁻¹) des tissus végétaux pour le kalmia à feuilles étroites et le thé du labrador au début (T0) et après 5 mois de croissance en serre (T5). Les résultats dans les colonnes sont suivis de lettres indiquant les différences significatives entre les substrats pour un même type de tissu, chez la même espèce. Le seuil de signification est de $p \leq 0.05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 10$.

		Kalmia à feuilles étroites		Thé du labrador	
Substrats		Feuilles	Racines	Feuilles	Racines
T0		60,46 ± 0.74	0,89 ± 0,84	15,80 ± 0,50	0,84 ± 0,02
T5	1	92,17 ± 0,87 a	1,07 ± 0,06 a	38,72 ± 0,29 a	0,80 ± 0,07 a
	2	92,40 ± 0,86 a	1,29 ± 0,09 b	40,49 ± 0,38 b	1,03 ± 0,08 b
	3	97,10 ± 0,91 b	0,73 ± 0,01 c	64,76 ± 0,57 c	0,88 ± 0,02 a
	4	102,11 ± 0,89 c	1,44 ± 0,1 b	41,78 ± 0,43 b	1,02 ± 0,09 b
	5	97,03 ± 0,93 b	0,84 ± 0,02 c	37,18 ± 0,34 a	0,77 ± 0,06 a
	6	106,32 ± 0,98 c	1,99 ± 0,1 d	46,88 ± 0,52 d	1,48 ± 0,1 c
	7	161,89 ± 0,88 d	2,60 ± 0,26 d	78,23 ± 0,71 e	1,72 ± 0,14 c

Tableau 5.2 Teneur moyenne en polyphénols totaux (mg EAG g⁻¹) des substrats au début (T0) et après 5 mois de croissance en serre (T5). Les résultats dans les colonnes sont suivis de lettres indiquant les différences significatives entre les substrats pour la même espèce à T0 et T5. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 15$.

Substrats	T0	T5: kalmia à feuilles étroites	T5: thé du labrador
1	0,79 ± 0,01 a	0,79 ± 0,01 a	0,79 ± 0,01 a
2	0,75 ± 0,02 a	0,62 ± 0,01 a	0,74 ± 0,02 a
3	16,83 ± 0,12 b	0,87 ± 0,03 b	0,82 ± 0,02 b
4	15,59 ± 0,13 b	1,22 ± 0,05 b	1,07 ± 0,06 b
5	17,51 ± 0,11 b	0,78 ± 0,01 a	0,8 ± 0,02 a
6	17,39 ± 0,1 b	1,34 ± 0,06 b	1,42 ± 0,06 b
7	20,77 ± 0,20 c	2,75 ± 0,05 c	3,17 ± 0,06 c

Le contenu en polyphénols totaux des substrats est présenté au tableau 5.2. Au départ, les substrats 1 et 2 contenaient respectivement 0,79 et 0,75 mg EAG g⁻¹. Les substrats 3 à 7 présentaient des teneurs nettement supérieures variant entre 15,59 et 20,77 mg EAG g⁻¹ (Tableau 5.2). Les analyses, réalisées sur les substrats à la fin de l'expérimentation, attestent qu'il y a eu une perte significative de polyphénols totaux pour la majorité des substrats, excepté pour les substrats 1 et 2 (Tableau 5.2).

Lors du démantèlement des pots, une compaction des substrats a été constatée, particulièrement dans les pots contenant le substrat 7 (biochar). Il y avait une compaction moyenne dans les pots contenant les substrats 2 (terre noire), 5 (cendres) et 6 (boues municipales) alors que les substrats 1 (témoin sol CEBC), 3 (mélange) et 4 (boues papetières) présentaient peu de compaction.

Tableau 5.3 Compaction des substrats lors du démantèlement des pots après 5 mois de croissance en serre, pour kalmia à feuilles étroites et thé du labrador. Les résultats dans les colonnes sont suivis de lettres indiquant les différences significatives entre les substrats pour une même espèce. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de régression logistique, $n = 15$.

Substrat	kalmia à feuilles étroites	thé du labrador
1	Peu a	Peu a
2	Moyen b	Moyen b
3	Peu a	Peu a
4	Peu a	Peu a
5	Moyen b	Moyen b
6	Moyen b	Moyen b
7	Élevé c	Élevé c

5.2. Essais de germination

Le type de substrat utilisé influence le taux de germination des graines de luzerne ($p < 0,001$). Les taux de germination moyens les plus élevés ont été observés sur du papier filtre (substrat 8) avec une valeur de 96%, le substrat 1 (témoin sol CEBC) (95%) et le substrat 7 (biochar) (93%). Les taux de germination moyens les plus faibles ont été observés sur les substrats 3 (mélange), 4 (boues papetières) et 6 (boues municipales) avec des valeurs respectives de 15%, 8% et 7% (Tableau 5.3). En ce qui concerne les tests de germination avec les graines de kalmia et de thé du labrador, tous les essais se sont avérés infructueux sur les 8 substrats testés.

Tableau 5.4 Taux de germination (%) de la luzerne en chambre de croissance. Les résultats dans les colonnes sont suivis de lettres indiquant les différences significatives au seuil de signification de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 3$.

Substrats	Taux de germination (%)
1	95 a
2	84 b
3	15 c
4	8 c
5	86 b
6	7 c
7	93 a
8	96 a

5.3. Essais terrain

5.3.1. Taux de survie

Les taux de survie sur le terrain (site Bouchard-Hébert) du kalmia et du thé du labrador varient significativement en fonction du type de substrat et de la zone (sèche vs. humide) (Figures 5.4 et 5.5). Le taux de survie du kalmia est plus élevé dans les parcelles du substrat 1 (témoin sol CEBC), avec un taux moyen de 77%. Le taux le plus faible est observé sur le substrat 4 avec une valeur de 14% en zone sèche (Figure 5.4).

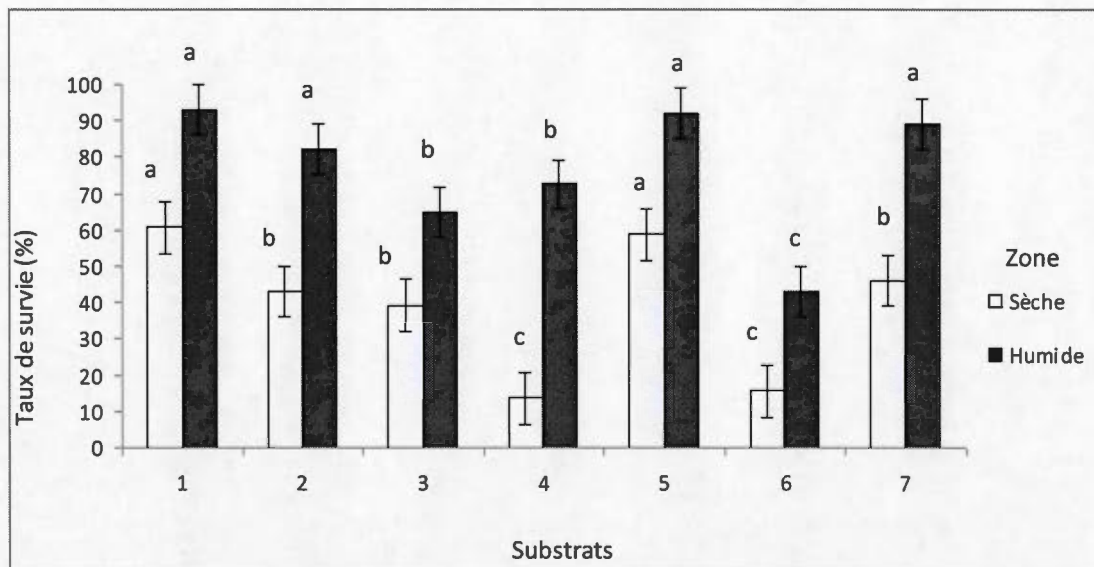


Figure 5.4 Taux de survie moyen (%) et écart-type pour le *kalmia* à feuilles étroites après une saison de croissance (2011). La plantation a été réalisée dans sept types de substrats sur la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) du site minier Bouchard-Hébert (Qc.). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats pour une même zone. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 3$.

Dans le cas du thé du labrador, le taux de survie le plus élevé (80%) est observé dans les parcelles des substrats 1 (témoin sol CEBC) et 5 (cendres de cogénération), alors que le taux le plus faible (29%) est obtenu sur le substrat 6 (zones sèche et humide) (Figure 5.5). Les résultats démontrent qu'il n'y a pas d'interaction entre le type de substrats et la zone, l'effet positif de l'humidité sur le taux de survie étant le même pour tous les substrats, sur les deux espèces. Le taux de survie moyen est de 77% dans la zone humide et de 40% dans la zone sèche pour le *kalmia*; et de 83% et 52% pour le thé du labrador.

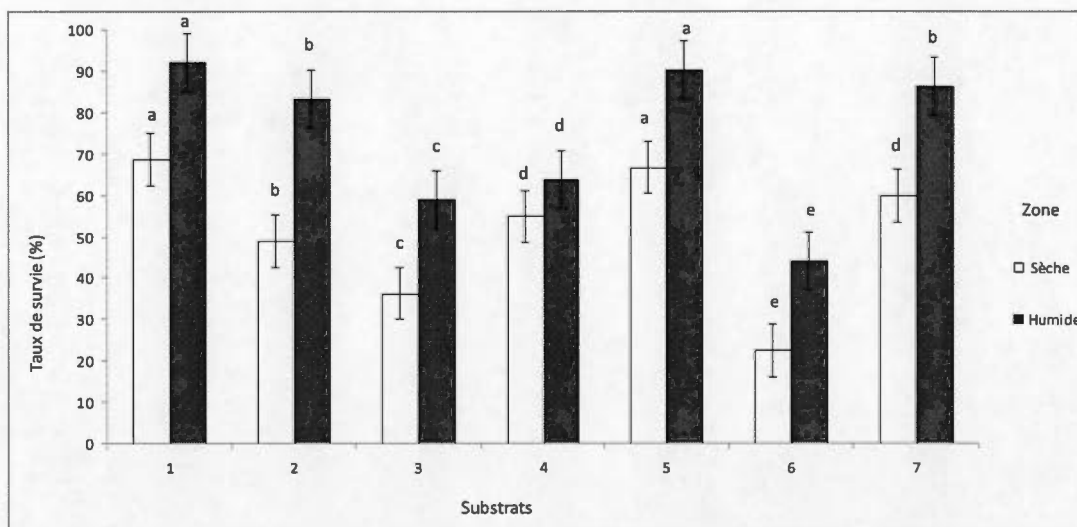


Figure 5.5 Taux de survie moyen (%) et écart-type pour le thé du labrador après une saison de croissance (2011). La plantation a été réalisée dans sept types de substrats sur la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) du site minier Bouchard-Hébert (Qc.). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les substrats, pour une même zone. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n = 3$.

La présence de végétation compétitrice influence significativement ($p = 0,01$) le taux de survie des deux espèces (Figure 5.6 et 5.7). Le taux de survie du kalmia et du thé du labrador diminue avec l'augmentation du taux de compétition, indépendamment de la zone. Le taux de survie moyen du kalmia (70%) est plus élevé dans les parcelles où la classe de compétition est A, alors que le taux le plus faible (40%) est observé dans les parcelles où la classe de compétition est D (zone sèche et humide) (Figure 5.6). Pour le thé du labrador, le taux de survie est plus élevé dans les parcelles de classe de compétition A, avec une valeur moyenne de 75%. Le taux moyen le plus faible (40%) est obtenu dans les parcelles où la classe de compétition est D (Figure 5.7).

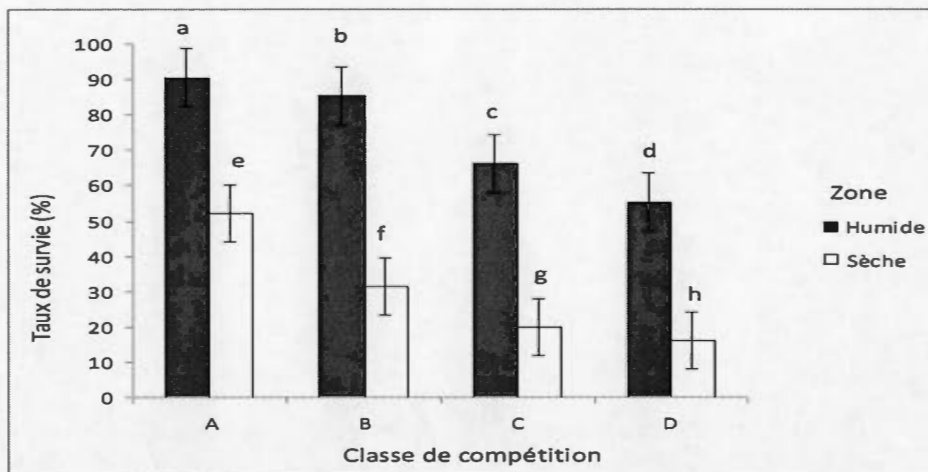


Figure 5.6 Taux de survie moyen (%) pour le *kalmia* à feuilles étroites après une saison de croissance (2011) en fonction de la classe de végétation compétitrice. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les classes, pour les deux zones. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n=3$.

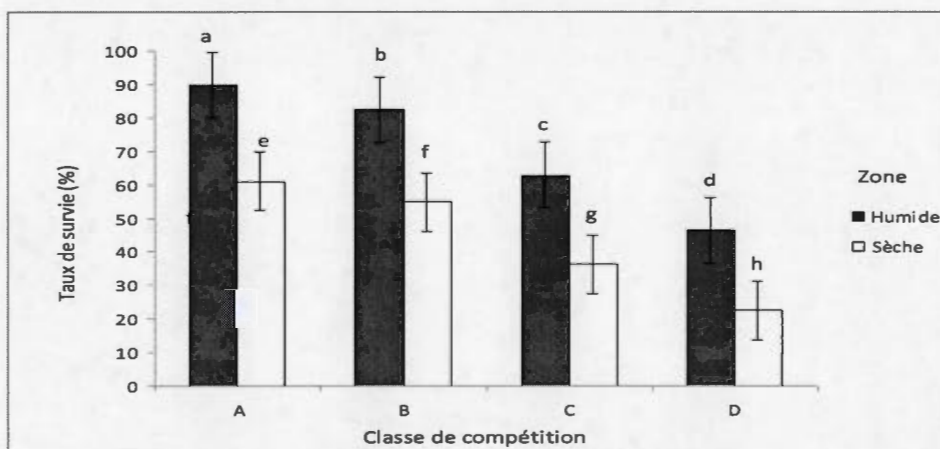


Figure 5.7 Taux de survie moyen (%) pour le thé du labrador après une saison de croissance (2011) en fonction de la classe de végétation compétitrice. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences significatives entre les classes, pour les deux zones. Le seuil de signification est de $p \leq 0,05$ selon le test de comparaison des moyennes de Tukey, $n=3$.

Par ailleurs, le déchaussement des plants n'influence pas le taux de survie des deux espèces ($p = 0,36$) (Tableau 5.5).

Tableau 5.5: Moyennes et écart-types du déchaussement (cm) des plants de kalmia à feuilles étroites et du thé du labrador, après une saison de croissance (2011).

Substrat	Kalmia		Thé du labrador	
	Zone sèche	Zone humide	Zone sèche	Zone humide
1	7 ± 3	6 ± 4	9 ± 3	4 ± 2
2	$2 \pm 0,5$	8 ± 2	1 ± 0	3 ± 1
3	4 ± 2	3 ± 2	2 ± 1	2 ± 2
4	10 ± 5	5 ± 1	2 ± 1	5 ± 1
5	3 ± 1	7 ± 3	5 ± 2	3 ± 2
6	6 ± 4	2 ± 1	1 ± 1	10 ± 4
7	3 ± 2	8 ± 2	6 ± 1	5 ± 2

La présence de végétation compétitrice est significativement influencée par le type de substrat ($p < 0,001$). On retrouve plus de végétation compétitrice sur les substrats 3 (mélange), 4 (boues papetières) et 6 (boues municipales). La présence d'humidité augmente aussi la présence de végétation compétitrice ($p = 0,03$), cette dernière étant plus abondante dans le secteur humide que le secteur sec.

CHAPITRE VI

DISCUSSION

L'objectif général de cette étude était de composer des substrats performants afin de favoriser le développement et l'installation de deux espèces, le kalmia et le thé du labrador, qui sont reconnues pour avoir des effets allélopathiques et pourraient servir de barrières biologiques. Des résidus industriels ont été sélectionnés comme substrats de mise en terre afin de maximiser l'installation de ces deux espèces. Le kalmia et le thé du labrador sont adaptés à la faible disponibilité en nutriments. En présence d'une quantité de nutriment supérieure aux besoins immédiats, ils absorbent les nutriments en excès et peuvent utiliser leurs réserves en présence d'une carence (Laberge-Pelletier, 2007). Heikurainen (1968) a mesuré des concentrations basses en azote (0,33%), phosphore (0,023%) et potassium (0,036%) dans une station de kalmia. Reader (1980) confirme que le thé du labrador croît dans des stations pauvres en azote. Munson et Timmer (1989) ont démontré que les stations à thé du labrador ont une faible disponibilité en azote (0,94%) ainsi qu'en phosphore (0,03%). Il devrait donc bien croître sur des sites plus fertiles.

6.1. Essais en serre

6.1.1. Croissance en biomasse

L'hypothèse de travail était que les substrats 2 à 7 favoriseraient l'obtention d'un gain de biomasse supérieur à celui obtenu sur le substrat témoin (substrat 1). Les résultats obtenus lors de l'expérimentation en serre infirment cette hypothèse, puisque seuls les mélanges contenant des boues papetières (substrats 3 et 4) ont donné des rendements supérieurs. Ce gain substantiel serait attribuable à: i) la quantité et la qualité de la matière organique, ii) les caractéristiques chimiques et physiques de type de substrats.

6.1.1.1. Quantité et qualité de matière organique

La teneur élevée en matière organique des boues mixtes de papetières par rapport aux autres substrats et au témoin pourrait expliquer, en partie, le gain de biomasse des deux espèces sur les substrats 3 et 4. Une partie des boues mixtes a subi un traitement biologique digérant les débris de fibres (N'Dayegamiye *et al.*, 2001). Cette matière organique est plus rapidement dégradable fournissant ainsi un apport de nutriments plus rapide que la matière organique non digérée. Le biochar est composé d'une matière organique pyrolysée qui se décompose très lentement (Xu *et al.*, 2012). Il fournirait donc des nutriments aux végétaux plus lentement que des résidus comme les boues papetières.

Quant aux boues municipales, bien qu'elles soient composées d'une matière organique qui se dégrade facilement et fournisse rapidement des microorganismes et des nutriments (Perron et Hébert, 2007), elles ont engendré des gains de biomasse inférieurs à ceux obtenus sur le sable de CEBC, tout comme la terre noire et les cendres. Alors bien que les teneurs en matière organique facilement dégradable des boues municipales soient supérieures à la CEBC, ce facteur ne semble pas suffisant pour avoir permis un gain de biomasse supérieur aux autres substrats.

Des copeaux de bois ont été ajoutés dans les substrats 3 à 7 en vue d'imiter les débris ligneux moyens à grossiers que l'on retrouve dans les sols forestiers, ces derniers représentant une réserve à long terme de carbone (Fleming, 1998) et de nutriments (Arthur et Fahey, 1990). Lors du démantèlement des pots, les copeaux de bois étaient intacts, ce qui indique que la décomposition venait à peine de s'amorcer (Kirk et Cowling, 1984). De la tourbe brune a aussi été ajoutée aux substrats 3 à 7. Cette tourbe représente une matière organique de décomposition intermédiaire et elle est relativement pauvre en nutriments (Chamayou et Legros, 1989). Les résultats obtenus suggèrent donc que bien que la teneur et la qualité de matière organique dans un sol soit un élément important, ce facteur doit être couplé à d'autres éléments.

6.1.1.2. Caractéristiques physico-chimiques

Une capacité d'échange cationique (CEC) élevée est un indice de fertilité du sol (Chamayou et Legros, 1989). Malgré cet indicateur, les résultats vont à l'encontre de ce qui pourrait être attendu. Les boues papetières affichent une CEC faible, alors que la terre noire, les boues municipales, le biochar et les cendres affichent des teneurs élevées, et ce, malgré le fait que la tourbe ajoutée aux substrats 2 à 7 présente une CEC relativement élevée. Dans ce contexte, bien que la CEC soit un indicateur approprié, il y a d'autres facteurs prédominants. Ainsi, il est connu que le kalmia et le thé du labrador s'établissent bien sur des stations où le sol est acide ($\text{pH} = 3,5$) (Heikurainen, 1968; Munson et Timmer 1989; Jobidon, 1995; Laberge-Pelletier, 2007). Les cendres présentent un pH très basique ($\text{pH} = 13.84$). Les plantes ayant poussé dans le mélange contenant une grande proportion de cendres (substrat 5) n'étaient pas dans un milieu optimal, ce facteur a pu ralentir leur croissance. À pH alcalin (> 12), peu de métaux et nutriments sont disponibles et assimilables pour stimuler la croissance des plantes (Chamayou et Legros, 1989).

Par ailleurs, un substrat ayant un rapport C/N inférieur à 20 se minéralise facilement et peut libérer des quantités importantes d'azote (Bipfubusa, 2006). Les cendres et le biochar présentent des ratios élevés, ce qui indique que l'azote n'était pas disponible en grande quantité. Une étude de Gundersen *et al.* (1998) démontre que la lixiviation de l'azote est considérable et son immobilisation faible pour des sols où le rapport C/N est inférieur à 25. (Gundersen *et al.*, 1998; Tietema, 1998). Cependant, nous retrouvons des ratios C/N très faible sur des substrats où le gain de biomasse est aussi le plus faible, c'est le cas pour les boues municipales et la terre noire.

Le phosphore est un élément nutritif majeur pour les plantes, mais sa disponibilité dans les sols est généralement faible (Arora et Gaur, 1978). Il est à noter qu'à un pH faible (< 7), le phosphore est présent sous forme H_2PO_4^- . Il est plus facilement assimilable par les racines sous cette forme, que la forme HPO_4^{3-} , présente dans les sols alcalins ($\text{pH} > 7$) (Hopkins, 2003). Le pH basique des cendres pourrait empêcher l'assimilation du phosphore et être la

cause du faible gain de biomasse sur ce substrat (Hopkins, 2003). Bien que les boues municipales (substrat 6) contiennent une forte concentration en phosphore, le faible gain en biomasse des deux espèces pourrait être attribué à la forte concentration du substrat en cuivre, fer, molybdène, plomb et antimoine. Des teneurs élevées peuvent diminuer la capacité photosynthétique de la plante ou limiter la mobilité de certains nutriments (Chamayou et Legros, 1989; Hopkins, 2003) et par conséquent causer un ralentissement de la croissance (Hopkins, 2003).

Un sol compact peut causer l'asphyxie des racines et ne peut fournir à la plante l'eau et les nutriments nécessaires aux activités métaboliques (Chamayou et Legros, 1989). La compaction des substrats n'a pas été évaluée quantitativement lors du démantèlement des pots. Néanmoins, une évaluation visuelle indiquait qu'il y avait présence de compaction, surtout pour les substrats contenant du biochar (substrat 7), des boues municipales (substrat 6), de la cendre (substrat 5) et de la terre noire (substrat 2). Ce sont pourtant les 3 derniers substrats qui ont engendré les gains de biomasse les plus faibles. Les substrats contenant de boues papetières (substrats 3 et 4) étaient plus aérés. Il serait important de mesurer ce facteur dans les expériences futures.

Des études antérieures confirment que les résidus industriels peuvent composer un bon substrat pour la mise en terre des plantes, chacun ayant ses avantages. Les boues papetières présentent une importante valeur fertilisante et représentent un amendement d'excellente qualité (Fierro *et al.*, 1999; Chantigny *et al.*, 1999; N'Dayegamiye *et al.*, 2001). Une étude de Baril (2013) démontre que l'application de biochar n'a pas influencé le rendement du panic érigé. Par contre, Kimetu *et al.* (2008), confirment que des applications de biochar permettent d'augmenter le rendement de certaines cultures, mais que cette augmentation ne serait pas due à un apport nutritif, mais plutôt à l'amélioration des propriétés du sol. Le biochar peut fournir un refuge aux microorganismes bénéfiques du sol tels que les bactéries et les mycorrhizes et ainsi, à long terme, devenir une réserve importante d'anions et de cations (Xu *et al.*, 2012). L'épandage de boues municipales permet d'augmenter le rendement en croissance des végétaux en améliorant les propriétés chimiques du sol, notamment par l'apport significatif d'azote, de phosphore et de potassium, mais aussi par l'apport de

microorganismes qui sécrètent plusieurs enzymes dont la déshydrogénase et la cellulase, impliquées dans la dégradation de la matière organique (Alvarenga *et al.*, 2008). Les cendres peuvent, à long terme, augmenter le rendement en croissance des végétaux et sont un amendement à envisager lorsqu'un apport substantiel de minéraux (calcium, potassium, magnésium) et qu'une augmentation du pH sont recherchés (Gautry, 2001).

6.1.2. Concentration en polyphénols totaux

L'hypothèse de départ prédisait une accumulation de polyphénols totaux dans les substrats, particulièrement dans le mélange contenant du biochar (substrat 7), qui est reconnu pour les retenir (Keech *et al.*, 2005; Dabrowski *et al.*, 2005; Qadeer et Rehan, 2002). Les polyphénols peuvent s'accumuler dans un substrat par le lessivage de l'eau sur les feuilles, la chute des feuilles au sol, les exsudats racinaires, la mort racinaire ainsi que la décomposition de la matière organique (Kraus *et al.*, 2003). Selon les résultats de cette étude, la perte ou l'absence d'accumulation serait attribuable : i) au pH de la solution et au temps de contact entre la solution et les feuilles des plants; ii) à la capacité du substrat à retenir les polyphénols; iii) à la densité des plantes (Inderjit, 1996; Yahiaoui, 2012) et iv) la dégradation microbienne (Kraus *et al.*, 2003).

6.1.2.1. Concentration dans le substrat

Les résultats infirment la première hypothèse puisque la teneur en polyphénols totaux des substrats 1 et 2 n'a pas changé, alors qu'elle a significativement diminué dans les substrats 3 à 7. Yahiaoui (2012) démontre que le pH d'une solution influence directement sa capacité d'adsorber les polyphénols totaux. L'absorption est maximale à faible pH (< 4,5). L'eau utilisée pour arroser les plantes lors de l'expérimentation en serre a un pH de 7, ce qui pourrait expliquer la faible concentration de polyphénols totaux dans l'eau de lessivage percolant au travers des substrats. Un autre facteur influençant leur extraction est le temps de contact entre la solution et la biomasse. Inderjit et Mallik (1996 b) ont assuré qu'un temps de contact de 72h entre une solution aqueuse et des feuilles de kalmia était nécessaire pour obtenir une extraction maximale. Keech *et al.* (2005) ont estimé un temps de contact de 12h

entre du charbon et une solution aqueuse de 2% de feuilles de *E. hermaphroditum* (2g de feuilles / 100 ml d'eau), une plante de la famille des Éricacées. Par conséquent, le pH neutre de l'eau utilisée pour arroser les plantes en serre et le faible temps de contact entre l'eau et les feuilles ont fait en sorte que la solubilisation des polyphénols totaux par l'eau était faible. En effet, à la fin de l'expérimentation, la teneur en polyphénols totaux de l'eau s'égouttant des feuilles du kalmia et du thé du labrador a été mesurée. Cette eau affichait une concentration moyenne respective de 0,52 mg L⁻¹ et 0,41 mg L⁻¹, soit une concentration inférieure à la teneur initiale des substrats. Ainsi, l'eau percolant au travers des substrats pourrait provoquer le lessivage des polyphénols totaux, principalement pour les substrats qui avaient une concentration initiale plus élevée, si le temps de contact entre les substrats et l'eau d'arrosage est élevé. Aussi, il est reconnu que certaines mycorhizes éricoïdes sont impliquées dans la dégradation de composés phénoliques (Bending et Read, 1996). Une caractérisation des mycorhizes et l'influence du type de substrat sur leur développement pourraient être évalués dans le futur.

Bien que la concentration de l'eau en polyphénols totaux soit faible, certains substrats sont plus aptes que d'autres à les retenir. Le charbon présente de nombreux pores et une grande surface spécifique, ce qui en fait un matériel de choix pour l'adsorption de polyphénols totaux (Xu *et al.*, 2012). Il est reconnu que les polyphénols totaux sont aussi adsorbés par les particules d'argiles (Huang *et al.*, 1977; Kogel et Zech, 1985). La terre noire (substrat 2), le sable de CEBC (substrat 1) dans une moindre proportion, contenaient de l'argile. Ce sont les deux substrats où l'on ne dénote pas de différence dans la teneur en polyphénols totaux. Il est reconnu que certains polyphénols totaux ortho-substitués (acide salicylique et orthocoumarique) et dihydro-substitués (acide caféique et protocatéchuïque) qui se lient facilement avec les particules d'argile sont solubles à l'eau (Shindo et Kuwatsuka, 1975). Toutefois, comme les types de polyphénols n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude, il n'est pas possible de le confirmer. Par contre, Zhu et Mallik (1994) ont identifié différents composés phénoliques dans des extraits de feuilles de kalmia tels que; l'acide m-coumarique, l'acide p-coumarique, l'acide férulique, l'acide gentisique, l'acide p-hydroxybenzoïque, l'acide o-hydroxyphenylacétique, l'acide syringique et l'acide vanillique. L'eau d'arrosage

pourrait donc avoir extrait ces polyphénols spécifiquement et ainsi libérés ces composés dans les substrats. Ce facteur devrait être vérifié lors d'une prochaine étude.

L'absence d'accumulation de polyphénols totaux dans les substrats 1 et 2 pourrait aussi être attribuée à la faible densité des tiges. En milieu naturel, le kalmia et le thé du labrador peuvent atteindre respectivement des densités de 283 tiges/m² (Jobidon, 1995) et de 294 tiges/m² (Gucker, 2006). Dans le dispositif expérimental la densité des plants était équivalente à 57 tiges/m² (un plant/ pot d'une superficie de 0.0176m²). Cette densité bien plus faible fait donc en sorte qu'il y a moins de polyphénols totaux lessivés des feuilles. De plus, il y a un volume moins élevé de litière au sol. Joannis *et al.* (2007) ont déterminé que de la litière de feuille de kalmia dans une station kalmia-épinette noire avait des teneurs moyennes de 237,3 mg par g d'acide tannique. Une accumulation de ce type de litière au sol contribue donc à l'accumulation des polyphénols totaux par celui-ci (Otto, 1998).

6.1.2.2. Concentration dans les tissus végétaux

Une accumulation de polyphénols totaux dans les tissus (feuilles et racines) en fonction du temps (Feeny, 1970) était anticipée et, que la teneur soit supérieure dans les substrats pauvres (substrat 1 et 7). Selon Inderjit (1996), le type de sol peut contribuer à augmenter la concentration de polyphénols totaux dans les tissus végétaux. Aussi, plusieurs études ont démontré que la concentration de ces composés augmente en présence d'un sol pauvre et à un niveau de CO₂ atmosphérique élevé (Booker et Maier, 2001; Gebauer *et al.*, 1998; Penuelas et Estiarte, 1998). Les polyphénols totaux peuvent également augmenter avec l'intensité lumineuse (Dudt et Shure, 1994; Iason et Hester, 1993; Larsson *et al.*, 1986; Lawler *et al.*, 1997; Mole *et al.*, 1988). Hamilton *et al.*, (2001) ont également démontré que la production de composés secondaires, est influencée par la qualité des conditions de croissance, la lumière, les nutriments disponibles ainsi que le stress hydrique. Ainsi, la production de métabolites secondaires dans les tissus végétaux augmente lorsque les conditions de croissance ne sont pas optimales.

La teneur en polyphénols totaux est basse dans les jeunes feuilles et augmente au cours de la saison de croissance, et elle est plus élevée dans les vieilles feuilles que les jeunes (Feeny, 1970; Lawton, 1976). Conformément à ces observations, la concentration en polyphénols totaux a augmenté au cours de l'expérimentation, pour toutes les feuilles des plants mis en terre dans les sept substrats. La nature du sol peut influencer la concentration des polyphénols totaux dans les feuilles (Romani *et al.*, 2003). Lehman et Rice (1972) constatent qu'une carence en azote, potassium et soufre augmente la teneur en acide caféique des fleurs de tournesol. Finalement, Hall *et al.* (1983) soutiennent que les concentrations en polyphénols totaux des feuilles et racines de *Helianthus annuus* augmentent lors d'un stress nutritif. Les analyses réalisées sur les substrats démontrent qu'il n'y avait pas de carence en azote, potassium ou soufre. Comme toutes les plantes ont accumulé des polyphénols totaux dans leurs feuilles et leurs racines, cette accumulation serait le résultat du processus naturel. Pour les tissus des plants mis en terre dans le mélange contenant du biochar (substrat 7), la forte accumulation en polyphénols totaux pourrait résulter d'un stress sur les plants. Ce stress pourrait être dû à la forte compaction du substrat qui aurait limité la capacité des racines à capter les nutriments pour répondre aux besoins physiologiques de la plante. Néanmoins, ce résultat est fort intéressant puisque l'augmentation des polyphénols totaux dans les feuilles pourrait permettre aux plantes d'avoir un effet allélopathique plus prononcé.

6.2. Essais de germination

Le taux de germination de la luzerne est faible sur les substrats 3 (mélange), 4 (boues papetières) et 6 (boues municipales). Selon Lafragüeta *et al.* (2014) le taux de germination de la luzerne diminue significativement si les graines sont exposés à une concentration élevée de métaux (2.0 g/L Ca, 5.8 g/L K, 0.4 g/L Na, 2.4 g/L S, 2.0 mg/L Cr). Peralta *et al.* (2001) ont déterminé que des concentrations de l'ordre de 40 ppm de Cd, Cr, Cu et Ni diminuaient significativement le taux de germination. Les travaux de Nagaoka *et al.* (1996) démontrent que les acides (par ex. 3,4-dichlorophenylacétique, 3,4-dichlorobenzoïque, etc.) présents dans le compost des boues inhibent la germination de la luzerne. Par conséquent, dans une prochaine étude, une caractérisation approfondie des substrats devrait être effectuée afin de déterminer si ces acides ont pu affecter la germination des graines de luzerne. Toutefois, le

biochar ainsi que les cendres sont des résidus industriels qui peuvent formuler des substrats de germination adéquats (Free *et al.*, 2010; Rogovska *et al.*, 2012; Solaiman *et al.*, 2012; Skerman, 1982). Bien que les éricacées n'aient pas germés sur les résidus industriels, les résultats obtenus avec la luzerne démontrent que les substrats contenant des boues papetières et des boues municipales ne forment pas des substrats de germination adéquats.

6.3. Essais sur le terrain

Pour l'expérimentation terrain, l'hypothèse était que le taux de survie des plants serait supérieur dans les cellules des substrats 2 à 7 comparativement aux cellules constituées de sable de CEBC (substrat 1). Plus particulièrement, il était attendu que les mélanges contenant une plus grande proportion de matière organique (substrats 3, 4, 6 et 7) permettent aux plants de mieux résister aux périodes de sécheresse et contribuent ainsi à augmenter le taux de survie. Effectivement, la capacité d'un sol à conserver l'humidité est fonction de la quantité de matière organique (Monnier, 1965; Duthil, 1973; Hilla, 1974). Les résultats confirment que le taux de survie des plants est supérieur dans la zone humide que dans la zone sèche, sur tous les substrats, ce qui concorde avec les exigences en eau des plantes. Cependant, la teneur en matière organique n'a pas contribué à améliorer le taux de survie des plants. Le kalmia (Jobidon, 1995) et le thé du labrador (Jeglum, 1974) peuvent se développer sur des sols où la disponibilité en eau est bonne. Cependant, les meilleurs taux de survie du kalmia et du thé du labrador ont été observés sur le sable de CEBC (substrat 1), la terre noire (substrat 2), les cendres (substrat 5) ainsi que le biochar (substrat 7). Ceci s'explique par le fait que pour le kalmia, les taux de survie les plus faibles ont été observés sur les mélanges contenant des boues municipales et des boues mixtes (substrats 3, 4 et 6), substrats sur lesquels on retrouve par ailleurs une forte présence de végétation compétitrice.

Pour le thé du labrador, le taux de survie le plus faible est également observé dans les cellules des boues municipales (substrats 4 et 6), cellules où il y a une forte présence de végétation compétitrice. Ces résultats ne permettent pas de confirmer que la présence de matière organique augmente les chances de survie. Lors du recensement des plantes compétitrices, du brocoli (*Brassica* sp.) et des tomates (*Lycopersicon*, sp.) ont été remarqués. Ces plantes

possèdent des systèmes racinaires très ramifiés qui se développent rapidement (Grubben, 2004). Les observations terrain ont permis de constater que les racines de ces plantes compétitrices avaient rapidement colonisées les substrats, alors que les systèmes racinaires des plants de kalmia et de thé du labrador étaient peu développés. Les plants provenaient de multicellules et chez ce type de plants, le développement racinaire après la mise en terre est beaucoup plus lent que celui des plants à racines nues (Veilleux et Lévesque, 1998). Il en résulte donc une forte compétition interspécifique entre les plantes compétitrices et les plants de kalmia et de thé du labrador. La présence de plantes compétitrices monopolise les nutriments, l'eau et la lumière (Raven *et al.*, 2000). Un déchaussement des plants mis en terre a été constaté. L'expulsion de la carotte racinaire hors du substrat accentue les pertes en eau et conséquemment rend la plante plus vulnérable au stress hydrique. Le déchaussement pourrait être dû, en partie, à l'érosion par le vent des substrats à texture fine. Toutefois les analyses statistiques n'ont pas montré un effet significatif du déchaussement sur le taux de survie. Le niveau de déchaussement moyen est très variable au sein d'un même substrat, ce qui pourrait expliquer l'absence d'effet significatif.

Le thé du labrador présente globalement un meilleur taux de survie que le kalmia. Certaines caractéristiques foliaires chez cette espèce, telle que la présence d'une cuticule épaisse et la forte pubescence abaxiale, pourraient protéger les plants des contraintes édaphiques comme une faible disponibilité en eau (Reader, 1979). Il est nécessaire d'améliorer les capacités de rétention en eau des substrats, tout en favorisant le développement du système racinaire des plants de kalmia et du thé du labrador. Comme le kalmia et le thé du labrador sont des espèces à croissance lente, une évaluation du taux de survie après plusieurs saisons de croissance serait nécessaire afin d'évaluer si la tendance se maintient.

Les champignons mycorhiziens n'ont pas été identifiés et quantifiés dans le cadre de cette étude. Il est cependant important de mentionner qu'ils peuvent contribuer à la résistance d'une plante à certains stress environnementaux, comme les stress hydriques (Ashford et Allaway, 1996; Augé, 2001; Gemma *et al.*, 1997), les dommages cellulaires causés par la présence de métaux lourds (Bradley *et al.*, 1982; Gaur et Adholeya, 2004) ainsi que les carences en nutriments (Smith et Read, 2008). De plus, la présence de mycorhizes éricoïdes

augmente la capacité de la plante à absorber les nutriments minéraux (Peterson *et al.*, 2004). De plus, les mycorhizes éricoïdes possèdent une grande résistance à certains métaux tels que : l'aluminium, le cuivre, le fer, le plomb et le zinc (Bradley *et al.*, 1982), ce qui pourrait faciliter l'adaptation à des milieux hostiles. Par conséquent, il serait pertinent de vérifier la présence de mycorhizes éricoïdes et leur réaction dans un substrat composé de résidus industriels.

CHAPITRE VII

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

7.1. Conclusion

Les CEBC demeurent une avenue efficace pour contrer le DMA (Bussière *et al.*, 2009). En ce sens, il convient de s'assurer de leur efficacité à long terme. La mise en place de barrière biologique semble une approche à la fois économique et écologique pour empêcher l'intrusion d'espèces indésirables pouvant compromettre l'efficacité de la CEBC. L'objectif principal du projet était de créer, à l'aide de résidus industriels, un substrat optimal pour favoriser l'installation de thé du labrador et de kalmia sur une CEBC. Cette expérience a pu démontrer qu'il était possible de formuler un substrat de mise en terre à l'aide de matières résiduelles fertilisantes pour des plants des deux espèces à l'étude.

Les essais en laboratoire ont permis de confirmer que les matières résiduelles fertilisantes représentent un milieu où peuvent croître et se développer les espèces sélectionnées pour cette expérimentation. L'ajout de biochar favorise l'augmentation de la teneur en polyphénols totaux dans les feuilles des plantes testées. Ce résultat mériterait de nouvelles expérimentations et une étude approfondie afin de bien quantifier et qualifier les caractéristiques du biochar et ses effets sur les polyphénols totaux. Des feuilles avec une teneur élevée en polyphénols permettront aux plants d'avoir des effets allélopathiques prononcés et ainsi d'accroître leur efficacité à titre de barrière biologique.

L'expérimentation réalisée sur le terrain confirme que si les résidus industriels constituent un bon substrat de mise en terre, plusieurs autres éléments sont à prendre en considération. La sécheresse et la végétation compétitrice peuvent compromettre le succès de la plantation lors de la mise en terre des plants. Un meilleur contrôle de ces deux facteurs devrait permettre d'obtenir des résultats satisfaisants.

7.2. Recommandations

Un facteur majeur qui semble avoir affecté le taux de survie des plants est la sécheresse. L'érosion par le vent et la pluie de la couche de substrat expose la carotte racinaire au soleil et rend les plants sensibles à la sécheresse. L'augmentation de l'épaisseur de la couche de substrat (au-delà de 30 cm) permettrait de limiter ce phénomène. La mise en terre des espèces ciblées simultanément avec des espèces muscinales ou herbacées pourrait permettre de limiter les pertes en eau du substrat et serait bénéfique aux plants. Il faudrait alors s'inspirer des combinaisons végétales retrouvées dans leur environnement naturel ce qui augmenterait les chances de succès. Il serait primordial de s'assurer que les espèces muscinales ou herbacées ne représentent pas des plantes compétitrices pouvant diminuer les ressources disponibles (eau, nutriments) pour le kalmia et le thé du labrador.

Afin de maximiser l'installation des plants de kalmia et de thé du labrador sur la CEBC, il serait approprié de sélectionner des plants de fortes dimensions. Ces derniers seront en mesure de mieux résister à la présence de la végétation compétitrice. Par ailleurs, il serait judicieux de vérifier si les plants à racines nues seraient en mesure de coloniser plus facilement le milieu. Il est connu que le système racinaire des plants à racines nues se développe plus rapidement que celui des plants en multicellules et permet l'établissement plus rapide lors de la mise en terre.

Des plantations mixtes, kalmia-thé du labrador, pourraient aussi être testées, tout d'abord afin d'offrir une certaine diversité biologique, mais aussi pour imiter les mécanismes de la nature, où les deux espèces cohabitent fréquemment. Cette association, pourrait être bénéfique et améliorer l'établissement des plants. De cette façon, on s'assure de protéger la CEBC tout en rendant le site visuellement plus satisfaisant, bien qu'il soit différent de ce qu'il était avant que des activités minières y aient lieu.

Il serait également pertinent de tester différentes méthodes d'épandage des résidus afin de mettre en surface ceux qui ne favorisent pas l'établissement de la végétation compétitrice comme les cendres ou le biochar.

La réalisation de ce projet a aussi confirmé qu'il faudrait envisager la voie de l'ensemencement pour l'établissement des plantes à effet allélopathique sur une CEBC. La mise en terre peut s'avérer onéreuse et nécessiter un entretien durant plusieurs années. Dans cette optique, l'ensemencement permettrait de limiter les coûts associés à l'entretien des plantations. Nos essais de germination avec le kalmia et le thé du labrador n'ont pas donné de résultats positifs. Par contre, des études menées ultérieurement dans les laboratoires du CTRI ont permis de faire germer les graines de ces deux espèces. Il est donc pertinent de tester la capacité de germination des graines des deux espèces sur le terrain, en conditions réelles, et en conditions contrôlées. Cependant, le kalmia et le thé du labrador sont des espèces à croissance lente. Il faudrait donc déterminer, dans le contexte d'un ensemencement, leur capacité à coloniser le milieu rapidement et à devenir une barrière biologique efficace.

Même si les résidus industriels sont disponibles en grande quantité, dans le cadre de végétalisation de grandes superficies, le coût lié au transport pourrait faire augmenter substantiellement les frais d'aménagement. Il convient donc de cibler des compagnies situées près des sites à végétaliser. De plus, pour tout épandage de résidus industriels il faut s'assurer que ces derniers puissent répondre aux critères spécifiés pour l'obtention d'un certificat d'autorisation. Les analyses physico-chimiques peuvent s'avérer onéreuses. On pourra privilégier dans ce cas les compagnies pouvant fournir un certificat d'analyse de leurs résidus. Donc s'il est possible d'obtenir des résidus à proximité et de limiter les frais d'analyses, l'utilisation des résidus peut s'avérer une option intéressante. Par contre, à ce stade-ci, il n'est pas possible de fournir une recommandation spécifique favorisant un résidu par rapport à un autre étant donné les taux de survie obtenus sur le terrain. Par contre, les expérimentations en serre démontrent qu'il serait pertinent de poursuivre les recherches afin d'identifier le type de résidus le plus prometteur.

Bien que plusieurs questions restent en suspens suite à ces travaux de recherche, nos résultats ont permis; i) de formuler plusieurs recommandations, ii) de confirmer que les matières résiduelles fertilisantes représentent un substrat de choix pour la mise en terre de plantes à effet allélopathique sur une CEBC. En plus de permettre la valorisation de résidus souvent

enfouis ou incinérés, on favorise la mise en place d'une couverture végétale plus rapidement. Comme les matières résiduelles fertilisantes doivent répondre à des normes sévères en ce qui concerne les teneurs en métaux et polluants, les risques de contamination sont très faibles, voir nuls, si les normes sont bien respectées.

ANNEXE A

Caractéristiques physico-chimiques des substrats

Paramètres	Boues mun.	Boues pap.	Cendres	Terre noire	CEBC	Biochar	Tourbe	Sable	Copeaux
pH	6,44	6,74	13,84	6,62	6,87	6,9	4,24	7,87	5,59
C:N	5,43	13,75	25,88	8,34	5,41	30,41	17,82	5,23	31,38
CEC meq/100g	42,4	8	183,1	23,9	2,5	3	34,5	2,2	9,2
Matière sèche	19,72	30,51	74,5	71,6	97,4	92,4	31,3	96,9	63,3
Matière organique sur base sèche	67,8	86,5	16,5	13,6	1,1	72,8	97,9	0,9	97,3
Pouvoir neutralisant (% E.C.C)	3,3	3,6	45,5	2,2	0,6	3,6	0	5,6	0
> 2,36 mm	-	-	-	-	4,1	-	-	2,6	-
% Entre 0,25 mm et 2,36mm	8	68	5,41	56,70	57,30	50,00	52,90	53,70	n/a
% Entre 20 µm et 0,25mm	87	12	90,62	19,60	36,40	40,00	19,40	37,20	n/a
% Entre 2,5 µm et 20 µm	3	10	1,2	0,03	0,02	0,31	0,60	0,01	n/a
% < 2,5µm	0,4	1,08	1,07	0,30	0,02	0,14	0,20	0,03	n/a
N-NH ₄ (mg de N/kg)	7527	313	< 50	105,00	60,00	70,00	336,00	58,60	n/a
Al (mg/L)	44,8	15,9	60,6	86,7	50,4	0,834	4,57	48,30	n/a
As (mg/L)	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	n/a
Ca (mg/L)	84,9	53,1	<0,07	53,4	21,8	25,8	7,98	25,4	n/a
Cd (mg/L)	0,009	0,004	<0,08	<0,003	<0,003	0,005	<0,003	<0,003	n/a
Co (mg/L)	0,120	0,973	<0,09	0,059	0,006	<0,004	<0,004	0,006	n/a
Cu (mg/L)	5,17	0,192	<0,10	0,257	0,187	0,069	0,040	0,192	n/a
Fe (mg/L)	122	22,8	<0,11	112	50,1	8,00	4,44	47,1	n/a
K (mg/kg sec)	7301	4385	<0,12	2930	1120	2642	148	1189	n/a
Mg (mg/L)	33,7	10,5	<0,13	40,5	6,40	3,43	1,52	8,4	n/a
Mn (mg/L)	8,36	2,77	<0,14	1,59	0,487	1,27	0,098	0,338	n/a
Na (mg/kg sec)	859	812	<0,15	707	748	1140	18	650	n/a
Ni (mg/L)	0,309	0,534	<0,16	0,174	0,108	0,085	0,138	0,983	n/a
P tot. (mgP/kg)	20420	5701	<0,17	719	420	319	360	398	n/a
Pb (mg/L)	0,372	0,089	<0,18	0,026	<0,02	0,156	<0,02	<0,02	n/a
S tot. (mg/L)	39,5	21,5	<0,19	3,99	0,641	1,41	5,20	0,547	n/a
Zn (mg/L)	1,94	0,748	<0,20	0,371	0,099	1,60	0,074	0,096	n/a
K-AL (mg/kg)	4623	2879	<0,21	99	238	696	50	245	n/a
P-AL (mg/kg)	6589	2286	<0,22	37	21	62	13	18	n/a
Mg-AL (mg/kg)	1808	1020	<0,23	364	27	94	259	26	n/a

ANNEXE B

Détermination du taux d'humidité et de la granulométrie de la couche superficielle du site
Bouchard-Hébert, Québec

	# Éch.	Taux d'humidité (%)	Granulométrie (%)				
			< 2,5 µm	0,20 µm à 2,5 µm	20 µm à 0,25 mm	0,25 mm à 2,36 mm	> 2,36 mm
Zone sèche	1	5	0,01	0,02	35,7	54,2	4,1
	2	7	0,02	0,02	37,8	59,4	3,8
	3	6	0,02	0,02	36,1	56,9	4,3
	4	7	0,01	0,02	34,3	55,3	4,3
	5	8	0,01	0,03	38,9	56,7	3,9
	6	5	0,01	0,01	34,2	58,8	4,2
	7	5	0,03	0,02	36,5	60,1	3,6
	8	6	0,03	0,01	35,1	55,5	3,5
	9	7	0,02	0,02	36,3	57,2	4,3
	10	4	0,02	0,01	36,9	58,3	4,2
	11	7	0,01	0,02	38,1	59,6	4,1
	12	5	0,02	0,02	34,2	60,1	3,5
	13	6	0,02	0,04	36,7	54,7	4,3
	14	6	0,02	0,01	38,6	55,9	4,1
	15	5	0,03	0,01	35,7	59,4	4,1
	16	6	0,04	0,02	35,4	57,4	3,6
	17	5	0,02	0,03	33,2	56,3	3,8
	18	6	0,01	0,01	38,6	58,5	3,7
	19	5	0,01	0,02	35,5	56,3	4,2
	20	7	0,01	0,03	35,4	58,8	4,1
	21	6	0,02	0,01	38,8	57,5	3,9
	22	7	0,03	0,01	36,4	55,1	3,9
	23	7	0,04	0,04	35,4	56,2	3,9
	24	5	0,01	0,02	37,8	57,9	3,6
	25	7	0,01	0,01	36,9	60,2	4,2
	26	4	0,01	0,03	38,1	58,6	4,4
	27	6	0,02	0,01	35,3	54,9	3,8
Zone humide	28	9	0,02	0,02	34,2	57,1	3,1
	29	10	0,03	0,03	36,9	55,7	4,2
	30	12	0,01	0,02	37,4	58,4	5,1

31	9	0,03	0,02	36,2	56,9	4,8
32	11	0,04	0,01	38,5	56,2	4,4
33	11	0,02	0,03	37,3	57,8	3,9
34	10	0,02	0,02	38,4	54,7	3,7
35	10	0,03	0,01	36,2	55,1	4,6
36	11	0,02	0,01	33,1	58,2	4,5
37	12	0,02	0,01	35,7	60,3	4,5
38	12	0,04	0,02	36,2	59,2	4,5
39	10	0,01	0,03	36,4	57,9	3,8
40	13	0,02	0,03	38,7	56,4	4,2
41	9	0,02	0,01	35,4	58,2	4,3
42	10	0,01	0,02	34,1	55,3	3,9
43	10	0,01	0,02	37,6	58,9	4,2
44	11	0,03	0,01	36,8	57,2	4,5
45	11	0,01	0,04	35,3	56,1	4,7
46	12	0,02	0,01	36,9	55,5	3,4
47	12	0,01	0,02	36,2	57,7	4,3
48	9	0,02	0,02	37,8	54,6	3,7
49	10	0,02	0,03	38,9	55,6	4,3
50	9	0,03	0,03	35,2	55,7	4,5
51	13	0,01	0,02	37,9	59,4	3,8
52	9	0,01	0,04	36,4	58,4	3,7
53	9	0,03	0,01	33,8	60,5	4,2
54	10	0,04	0,01	36,3	59,3	4,1

BIBLIOGRAPHIE

- Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A.C. 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Science of the total environment*. 406:43-56.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Duarte, E., Cunha-Queda, A.C., Vallini, G. 2009. Reclamation of a mine contaminated soil using biologically reactive organic matrices. *Waste Management Research*. 27: 101-111.
- Arora, D., Gaur, A.C. 1978. Periodic microbial solubilization of ^{32}P labelled hydroxyapatite. *Indian Journal of Microbiol.* 18: 193-194.
- Arthur, M. A., Fahey, T. J. 1990. Mass and nutriment content of decaying boles in an Engelmann spruce – subalpine fir forest, Rocky Mountain national park, Colorado. *Canadian Journal of Forest Research*. 20: 730 – 737.
- Ashford, A., Allaway, W. 1996. Structure of hair roots in *Lysinema ciliatum* and its implications for their water relations. *Annals of botany*. 77: 383-388.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.-F., Tremblay, L. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L. 2002. Environnement et gestion des résidus miniers. Cédérom. Les Éditions de l'École Polytechnique de Montréal.
- Augé, R.M. 2001. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*. 11: 3-42.
- Baril, B. 2013. Contenu en carbone du panic érigé et du sol amendé avec du biochar et une inoculation microbienne. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec, Canada. 104 p.
- Bassompierre, C. 2007. Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Grenoble. France. 231 p.
- Bazukis, E.V., Hansen, H.L. 1965. Balsam fir, a monographic review. The University of Minnesota, USA. Première édition. 445 p.
- Beausoleil, M., Fouchécourt, M.-O. 2001. Évaluation des impacts à long terme de l'utilisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec – mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes. Direction des risques

- biologiques, environnementaux et occupationnels. Institut de santé publique du Québec, Canada. 533 p.
- Bending, G., Read, D. 1996. Nitrogen mobilization from protein-polyphenol complex by ericoid and ectomycorrhizal fungi. *Soil Biology and biochemistry*. 28:1603-1612.
- Bipfubusa, M. 2006. Influence des apports de boues mixtes de papetières fraîches et compostées sur la dynamique de l'agrégation du sol, la diversité bactérienne du sol et les rendements des cultures. Thèse de doctorat. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval. Québec, Canada. 175 p.
- Bhaskar, S., Vasontha, K., Srivastava, H.C. 1997. Influence of growth regulators on production of herbage and oil patchouli (*Pogostemon patchouli*). *Indian Perfum.*, 14: 98-101.
- Bloom, R., Mallik A. 2006. Relationships between ericaceous vegetation and soil nutrient status in a post-fire *Kalmia angustifolia* – black spruce chronosequence. *Plant and Soil*. 289: 211-226.
- Boni, M. R., D'Aprile, L., De Casa, G. 2004. Environmental quality of primary sludge. *Journal of hazardous materials*. 108: 125-128.
- Booker, F.L., Maier, C.A. 2001. Atmospheric carbon dioxide irrigation and fertilization effects on phenolic and nitrogen concentrations in loblolly pine (*Pinus taeda*) needles. *Tree Physiology*. 21: 609 – 616.
- Bouton, J.H. 2012. An overview of the role of lucerne (*Medicago sativa* L.) in pastoral agriculture. *Crop and Pasture Science*. 63: 734–738.
- Bowerman, A.G., Redente, E.F. 1998. Biointrusion of protective barriers at hazardous waste sites. *Journal of Environmental Quality*. 27: 625-632.
- Bradley, R., Hurt, A., Read, D. 1982. The biology of mycorrhiza in the Ericaceae VIII. The role of mycorrhizal infection in heavy metal resistance. *New phytologist*. 91: 197-209.
- Brown SL, Sprenger M, Maxemchuk A, Compton H. 2005. Ecosystem function in alluvial tailings after biosolids and lime application. *Journal of Environmental Quality*. 34: 1–6.
- Bunnell, F. L. 1990. Reproduction of salal (*Gaultheria shallon*) under forest canopy. *Canadian Journal of Forest Research*. 20: 91-100.
- Bussière, B., Aubertin, M. and R.P.Chapuis. 2003. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*. 40: 512-535.

- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., Julien, M. 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Québec, Canada. *CIM Bulletin*. 6: 1-11.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A-M., Aubertin, M., Maqsoud, A. and J. Cyr. 2009. Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: résultats de 10 ans de suivi. *Déchets, Sciences et Techniques*. 54 : 49-64.
- Calmes, M. A., Zasada, J. C. 1982. Some reproductive traits of four shrub species in the black spruce forest types of Alaska. *Canadian Field-Naturalist*. 96: 35-40.
- Camefort, H., Paniel, J. 1962. *Morphologie et anatomie des végétaux vasculaires*. Doin. 371p.
- Chamayou H., Legros J.P. 1989. *Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. Technique vivante*. Presses universitaires de France. Paris, France. 593 p.
- Chantigny, M. H., Angers, D. A., Beauchamp C. J. 1999. Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge. *Soil Science Society of America Journal*. 63: 1214-1221.
- Charbonneau, H., Hébert, M., Jaouich, A. 2001. Portrait de la valorisation agricole des MRF au Québec. Partie 2 : Contenu en éléments fertilisants et qualité environnementale. *Vecteur Environnement*. 1: 56-60.
- Chapin, F.S. III. 1983. Nitrogen and phosphorus nutrition and nutrient cycling by evergreen and deciduous understory shrubs in an Alaskan black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 13: 773-781.
- Chapin, F.S., III. Tryon, P.R. 1983. Habitat and leaf habit as determinants of growth, nutrient absorption and nutrient use by Alaskan taiga forest species. *Canadian Journal of Forest Research*. 13: 818-826.
- Corns, I.G.W. 1983. Forest community types of west-central Alberta in relation to selected environmental factors. *Canadian Journal of Forest Research*. 13: 995-1010.
- Dabrowski, A., Podkoscielny, P., Hubicki, Z., Barczak, M. 2005. Adsorption of phenolic compounds by activated carbon – a critical review. *Chemosphere*. 58: 1049-1070.
- Damman, A. W. H. 1971. Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site. *Ecological Monographs*. 41: 253-270.
- DOE (U.S. Department of Energy). 1988. *Vegetative Covers: Special Study (Final Report)*. UMTRA-DOE/AL 400662.0000. DOE UMTRA Project Office, Albuquerque Operations Office, Albuquerque, NM. 54 p.

- Dudt, J.F., Shure, D.J. 1994. The influence of light and nutrients on foliar phenolics and insect herbivory. *Ecology*. 75: 86 – 98.
- Duthil, J. 1973. *Elément d'écologie et d'agronomie. Tome II. Exploitation et amélioration du milieu*. Ed.J.B. Baillière. Paris, France. 265 p.
- Evangelou, V.P. 1995. *Pyrite Oxidation and Its Control*. CRC Press. 285 p.
- Facelli, J.M., Pickett, S.T. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical review*. 1: 1-32.
- Feeny, P.P. 1970. Seasonal variation in the production of tannins and cyanogenic glucosides in the Chaparral shrub. *Heteromeles arbutifolia*. *Oecologia (Berl.)*. 15: 65-76.
- Fierro, A., Angers, D.A., Beauchamp, C.J. 1999. Restoration of ecosystem function in an abandoned sandpit : plant and soil responses to paper de-inking sludge. *Journal of Applied Ecology*. 36: 244-253.
- Fleming, T. L., Freedman, B. 1998. Conversion of naural, mixed-species forests to conifer plantations: implications for dead organic matter and carbon storage. *Ecoscience*. 5: 213 - 221.
- Flinn, M.A. 1981. Heat penetration and early postfire regeneration of some understory species in the Acadian Forest. New Brunswick Univ., Fredericton, Diss. Abstracts International. 42: 2205.
- Flinn, M.A. et R.W. Wein. 1977. Depth of underground plant organs and theoritical survival during fire. *Canadian Journal of Botany*. 55: 2550-2554.
- Flora of North America Editorial Committee, 2009. *Flora of North America, Volume 8, Magnoliophyta: Paeoniaceae to Ericaceae*, Oxford University Press. 624 p.
- Free, H.F., McGill, C.R., Rowarth, J.S., Hedley, M.J. 2010. The effect of biochars on maize (*Zea mays*) germination. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 1: 1-4.
- Gaur, A., Adholeya, A. 2004. Prospect of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation on heavy metal contaminated soils. *Current science*. 86: 528-534.
- Gautry, J.Y. 2001. Les cendres de papeterie : essai de valorisation en forêt. *Forêt méditerranéenne*, 22. 2:155-160.
- Gebauer, R.L.E., Strain, B.R., Reynolds, J.F. 1998. The effect of elevated CO₂ and N availability on tissue concentrations and whole plant pools of carbon-based secondary compounds in loblolly pine (*Pinus taeda*). *Oecologia*. 113: 29 – 36.

- Gemma, J., Koske, R., Roberts, E., Jackson, N., Antonis, K. 1997. Mycorrhizal fungi improve drought resistance in creeping bentgrass. *Journal of Turfgrass Science*. 73: 15-29.
- Gilman, E.F., Leone, I.A., Flower, F.B. 1981. Critical factors controlling vegetation growth on completed sanitary landfills. Environmental Protection Agency EPA-600/S2-81-164, 6 p.
- Gimingham, C. H. 1972. Ecology of heathlands. Chapman & Hall, London. 266 p.
- Gray, N.F. 1997. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental geology*, 30 (1/2). 10 p.
- Grenier, Y. 1989. La valorisation des boues d'usine d'épuration des eaux pour la fertilisation des forêts, mémoire présenté à l'institut national de la recherche scientifique (INRS-eau). 190 p.
- Grubben, G.J.H., Denton, O. A. 2004. Ressources végétales de l'Afrique tropicale 2. Légumes. [Traduction de: Plant Resources of Tropical Africa 2. Vegetables 2004]. Fondation PROTA, Wageningen, Pays-Bas / Backhuys Publishers, Leiden, Pays-Bas / CTA, Wageningen, Pays-Bas. 737 p.
- Gucker, C.L. 2006. *Ledum groenlandicum*. In: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Page consultée le 04 septembre 2010. <http://www.fs.fed.us/database/feis/>
- Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental pollution*. 102: 403 – 407.
- Gupta, V.N., Datta, S.K. 2001. Influence of gibberellic acid on growth and flowering in *Chrysanthemum* (*Chrysanthemum morifolium* Ramat) cv. Jayanti. *Indian Journal of Plant Physiology*. 6: 420-422
- Hall, I.V., Jackson, L.P., Everett, C.F. 1973. The biology of Canadian weeds, 1. *Kalmia angustifolia* L. *Canadian Journal of Plant Science* 53: 865-873
- Hall, A.B., Blum, U., Fites, R.C. 1983. Stress modification of allelopathy of *Helianthus annuus* L. debris on seedling biomass production of *Amaranthus retroflexus* L.1. *Journal of Chemical Ecology*. 8: 1213-1222.
- Hamilton, J.G., Zangerl, A.R., DeLucia, E.H., Berenbaum, M.R. 2001. The carbon-nutrient balance hypothesis : its rise and fall. *Ecology letters*. 4: 86-95.
- Hébert, M., Breton, B. 2008. Recyclage agricole des cendres de bois au Québec – État de la situation, impact et bonnes pratiques agro-environnementales. *Agrosolutions*. 2: 18-33.

- Hébert, F., Thiffault, N., Ruel, J.-C., Munson, A. D. 2010. Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility. *Forest Ecology and Management*. 260: 219-228.
- Heikurainen, L. 1968. Peatlands of Newfoundland and possibilities of utilizing them in forestry. Forest Research Laboratory. Info. Rep. N-X-16. 57 p.
- Heinrich, B. 1976. Flowering phenologies: bog, woodland and disturbed habitats. *Ecology*. 57: 890-899.
- Hillal, D. 1974. L'eau et le sol : principes et processus physiques. Poly Académie. Press. Neuyourk. 357 p.
- Holloway, P., Zasada, J. 1979. Vegetative propagation of 11 common Alaska woody species. USDA Forest Service. Res. Note PNW-334. 12 p.
- Holland, E.A., Coleman, D.C. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology*. 68: 425-433.
- Hopkins, W.G. 2003. Physiologie végétale. De Boeck Supérieur. 532 p.
- Huang, P. M., Wang, T. S. C., Wang, M. K., Wu, M. H., Hsu, N. W. 1977. Retention of Phenolic Acids By Noncrystalline Hydroxy Aluminum and -Iron Compounds and Clay Minerals of Soils. *Soil Science*. 123: 213-219.
- Hummel, R. L., Johnson, C. R., Lindstrom, O. M. 1990. Root and shoot growth response of three containers grown *Kalmia latifolia* L. Cultivars at two locations to growing medium and nitrogen form. *Journal of Environmental Horticulture*. 8. 1: 10-13.
- Husk, B., Major, J. 2012. Le biochar comme amendement du sol au Québec : résultats agronomiques de quatre ans d'essais terrain. Site de Agri-Réseau. [En ligne]. Page consultée le 01 avril 2013. <http://www.agrireseau.qc.ca/navigation.aspx?r=biochar>
- Hustich, I. 1951. The lichen woodlands in Labrador and their importance as winter pastures for domesticated reindeer. *Acta Geographica*. 12: 1-48.
- Iason, G.R., Hester, A.J. 1993. The response of heather (*Calluna vulgaris*) to shade and nutrients – predictions of the carbon-nutrient balance hypothesis. *Journal of Ecology*. 81: 75 – 80.
- Inderjit, A. 1996. Plant phenolics in allelopathy. *Botanical review*. 2: 186-202.
- Inderjit, A., Mallik, U. 1996a. Growth and physiological responses of black spruce (*Picea Mariana*) to sites dominated by *Ledum groenlandicum*. *Journal of Chemical Ecology*. 22: 575-585.

- Inderjit, A., Mallik, U. 1996b. The nature of interference potential of *Kalmia angustifolia* L.. Canadian Journal of Forest Research. 26: 1899-1904
- Inderjit A., Mallik, U. 1997. Effects of *Ledum groënlandicum* amendments on soil characteristics and black spruce seedling growth. Plant Ecology. 133: 29-36.
- Inderjit, A., Mallik, U., 2001. Can *Kalmia angustifolia* interference to black spruce (*Picea mariana*) be explained by allelopathy? Forest Ecology and Management. 160: 75-84.
- Jaynes, R. 1971. Seed germination of six *Kalmia* species. Journal of the American Society for Horticulture Science. 5: 668-672.
- Jaynes, R. 1988. *Kalmia*, The Laurel Book II. Timber Press. Portland, OR. 220 p.
- Jeglum, J.K. 1974. Relative influence of moisture aeration and nutrients on vegetation and black spruce growth in northern Ontario. Canadian Journal of Forest Research. 4: 114-126.
- Joanisse, G.D., Bradley, R.L., Preston, C.M., Munson, A.D. 2007. Soil enzyme inhibition by condensed litter tannins may drive ecosystem structure and processes : the case of *Kalmia angustifolia*. New phytologist. 175 : 535 – 546.
- Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec : revue de littérature. Direction de la Recherche Forestière. Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Mémoire de recherche Forestière 117 p.
- Karlin E. F., Bliss, L. C. 1983. Germination ecology of *Ledum groënlandicum* and *Ledum Palustre* SSP. *Decumbens*. Arctic and alpine research. 3: 397-404.
- Keech, O., Carcaillet, C., Nilsson, M.-C. 2005. Adsorption of allelopathic compounds by wood-derived charcoal: the role of wood porosity. Plant and soil. 272: 291-300.
- Kimetu J.M., Lehmann J., Ngoze S.O., Mugendi D.N., Kinyangi J.M., Riha S., Verchot L., Recha J.W., Pell, A.N. 2008. Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. Ecosystems. 11: 726-739.
- Kirk, T.K., Cowling, E.B. 1984. Biological decomposition of solid wood. In: Rowell, Roger M., ed. The chemistry of solid wood. Advances in chemistry series 207. Washington, DC: American chemical society; 1984: Chapter 12.
- Kogel, I., Zech, W. 1985. The phenolic acid content of cashew leaves (*Anacardium occidentale* L.) and of the associated humus layer, Senegal. Geoderma. 2: 119-125.

- Kraus, T.E.C., Dahlgren, R.A., Zasoski, R.J. 2003. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems – a review. *Plant and Soil*. 256: 41-66.
- Kuwagaki H., Tamura K. 1990. Aptitude of wood charcoal to a soil improvement and other non-fuel use Technical Report on the Research Development of the New Use of Charcoal and Pyroligneous Acid Technical. Research Association for Multiuse of Carbonized Material. Tokyo, Japan. 27– 44.
- Laberge-Pelletier, C., 2007. L'environnement des éricacées des forêts de l'est du Québec. MSc Sciences forestières. Université Laval, Québec, Canada. 99 p.
- Lafraguëta, C., Garcia-Criado, B., Arranz, A., Vazquez-de-Aldana, B. R. 2014. Germination of *Medicago sativa* is inhibited by soluble compounds in cement dust. *Environmental Science and Pollution Research*. 21: 1285-1291.
- Larsson, S., Wiren, A., Lundgren, L., Ericsson, T. 1986. Effects of light and nutrient stress on leaf phenolic chemistry in *Salix dasyclados* and susceptibility to *Galerucella lineola* (Coleoptera). *Oikos*. 47: 205 – 210.
- Lawler, I.R., Foley, W.J., Woodrow, I.E., Cork, S.J. 1997. The effects of elevated CO₂ atmospheres on the nutritional quality of Eucalyptus foliage and its interaction with soil nutrient and light availability. *Oecologia*. 109: 59 – 68.
- Lawton, J.H. 1976. The structure of the arthropod community on bracken. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 73: 187-216.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J.O., Thies, J., Luizao, F.J., Petersen, J., Neves, E.G. 2006. Black Carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70: 1719-1730.
- Leavitt, K.J., George, C.J.F., Nowak, R.S. 2000. Plant establishment on angle of repose mine waste dumps. *Journal of Range Management*. 4: 442-452.
- Lehman, R.H., Rice, E.L. 1972. Effect of deficiencies of nitrogen, potassium and sulfur on chlorogenic acids and scopolin in sunflower. *The American Midland Naturalist*. 87: 71-80.
- Mallik, U. Gimingham, C. H. 1985. Ecological effects of heather burning II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *Journal of Ecology*. 73: 633-644.
- Mallik, U. 1987. Allelopathic potential of *Kalmia angustifolia* to black spruce (*Picea mariana*). *Forest Ecology and Management*. 20: 43-51

- Mallik, U. 1992. Possible role of allelopathy in growth inhibition of softwood seedlings in Newfoundland. In: S.J.H. Rizvi and V. Rizvi, eds. *Allelopathy: Basic and applied aspects*. Chapman and Hall, London. 321-341.
- Mallik, U. 1993. Ecology of a forest weed of Newfoundland: vegetative regeneration strategy of *Kalmia angustifolia* Canadian Journal of Botany. 71: 161-166.
- Mallik, U., Roberts, A. 1994. Natural regeneration of *Pinus resinosa* on burned and unburned sites in Newfoundland. Journal of Vegetation Science. 5: 179-186.
- Mallik, U. 1996. Effect of NPK fertilizations on *Kalmia angustifolia* : implications for forest disturbance and conifer regeneration. Forest Ecology and Management. 81: 135-141.
- McLendon, T., Coleman, J., Shepherd, T.A., Nelson, R.E. 1997. The inclusion of bioinvasion considerations in the design of the reclamation cover for the DMC tailings impoundments. Tailings and Mine Waste 1997. 267-281.
- Ministère des affaires municipales, des régions et de l'occupation du territoire (MAMROT). 2009. Ouvrage de surverse et stations d'épuration – Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2008, rapport annuel, 26 p.
- MEND. 2001. MEND Manual, Report 5.4.2, Volumes 1 – Summary, Volume 2 – Sampling and Analysis, Volume 3 – Prediction, Volume 4 – Prevention and Control, Volume 5 – Treatment, Volume 6 – Monitoring.
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP). 2012. Directive 019 sur l'industrie minière. Québec. 105 p.
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP). 2012. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes – Critères de référence et normes réglementaires. Québec. 161 p.
- Ministère des ressources naturelles. 2014. Restauration des sites miniers. Québec. Page consultée le 06 mars 2014. <https://mrn.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites.jsp>
- Minore, D. 1975. Observations on the rhizomes and roots of *Vaccinium membranaceum*. USDA Forest Service. Research. Note PNW-261.
- Miramond, N., Miao, D., Brochard, F. 2006. Diagnostic du phénomène Drainage Minier Acide sur des mines d'or primaire en Guyanne française Évaluation des risques associés. GEM Impact – DIREN. Guyanne française. 119 p.

- Mole, S., Ross, J.A.M., Waterman, P.G. 1988. Light-induced variation in phenolic levels in foliage of rain-forest plants I. Chemical changes. *Journal of Chemical Ecology*. 14 : 1–22.
- Monnier, G. 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques*. 4 et 5: 327-400 et 471-534.
- Munson, A.D., Timmer, V.R. 1989. Site-specific growth and nutrition of planted *Picea mariana* in the Ontario Clay Belt. I. Early performance. *Canadian Journal of Forest Research*. 19: 162-170.
- Nagaoka, T., Umez, K.-i., Kouno, K., Yoshida, S., Ishiguro, Y., Ando, T. 1996. Selective inhibitors of germination of legume seeds in activated sludge compost. *Plant growth regulation*. 20. 3: 295-302.
- N'Dayegamiye, A., Huard, S., Thibault, Y. 2001. Valeur fertilisante des boues mixtes de papeteries (biosolides) dans les sols cultivés en maïs-grain, soya et orge. *Agrosolution*. 12. 1: 25-34.
- N'Dayegamiye, A., Drapeau, A. 2009. Influence de la nature des fertilisants apportés sur la dynamique de la structure et les teneurs en carbone et en substances humiques pour un loam argileux Sainte-Rosalie. *Agrosolution*. 20. 1 : 15-22.
- Néel, C., Bril, H., Courtin-Nomade, A., Dutreuil, J.P. 2003. Factors affecting natural development of soil on 35-year-old sulphide-rich mine tailings. *Geoderma*. 111: 1-20.
- Okimori Y., Ogawa M., Takahashi, F. 2003. Potential of CO₂ emission reductions by carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in south Sumatra, Indonesia. *Mitigation Adaptation Strategy Global Change*. 8: 261-280.
- Otto, H.J. 1998. *Écologie forestière*. Institut pour le développement forestier. France. 396 p.
- Penuelas, J., Estiarte, M. 1998. Can elevated CO₂ affect secondary metabolism and ecosystem function? *Tree*. 13: 20-24.
- Pérez-de-Mora A, Burgos P, Madejón E, Cabrera F, Jaeckel P, Schlöter M. 2006. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. *Soil Biology and Biochemistry*. 38: 327–341.
- Perron, V., Hébert, M. 2007. Caractérisation des boues d'épuration municipales, partie I : paramètres agronomiques. *Vecteur environnement*. 48-52.
- Peterson, E.B. 1964. Some land vegetation relationships on non-forested crown land in southwestern Nova Scotia. *Canadien Departement of Forestry, Forest Research Branch, Fredericton, N.B, Report No. 64-M-17*. 56 p.

- Peterson, E.B. 1965. Inhibition of black spruce primary roots by a water soluble substance in *Kalmia angustifolia*. *Forest Science*. 11. 4: 473-479.
- Peterson, R., Massicotte, H., Melville, L. 2004. *Mycorrhizas: anatomy and cell biology*. National Research Council. Research press.
- Pietikäinen J., Kiikkilä O., Fritze H. 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*. 89: 231-242.
- Pojar, J. 1974. Reproductive dynamics of four plant communities of south western British Columbia. *Canadian Journal of Botany*. 52: 1819-1834.
- Pollett F.C 1972 *Studies of boreal peatland ecosystems in Britain and Newfoundland*, Ph.D. Thesis, University of Durham, England. 319 p.
- Prévost, M. 1994. Scalping and burning of *Kalmia angustifolia* (Ericaceae) litter: effects on *Picea mariana* establishment and ion leaching in a greenhouse experiment. *Forest Ecology and Management*. 63: 199-218.
- Prudhomme, T.I. 1983. Carbon allocation to antiherbivore compounds in a deciduous and evergreen subarctic shrub species. *Oikos*. 40: 344-356.
- Qadeer, R., Rehan, A.H. 2002. A study of the adsorption of phenol by activated carbon from aqueous solutions. *Turkish Journal of Chemistry*. 26: 357-361.
- R Development Core Team. 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Raven, P.H., Evert, R.F., Eichhorn, S.E. 2000. *Biologie végétale*. De Boeck Université. 944p.
- Rawlings, D.E. 2002. Heavy metal mining using microbes. *Annual Review of Microbiology*. 56: 65-91.
- Reader, R.J. 1978. Contribution of overwintering leaves to the growth of three broad-leaved, evergreen shrubs belonging to the *Ericaceae* family. *Canadian Journal of Botany*. 56: 1248-1261.
- Reader, R.J. 1979. Impact of leaf-feeding insects on three bog ericads. *Canadian Journal of Botany*. 57: 2107-2112.
- Reader, R.J. 1980. Effects of nitrogen fertilizer, shade and the removal of new growth on longevity of over wintering bog ericad leaves. *Canadian Journal of Botany*. 58: 1737-1743.

- Ressources naturelles Canada, statistique Canada. 2013. Rapport sur la performance du secteur minier: 1998-2012. Conférence des ministres de l'énergie et des mines. Canada. 71 p.
- Rice, E.L. 1984. Allelopathy. Academic Press, New York, 2nd ed. 422 p.
- Ritcey, G.M. 1989. Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries. Elsevier.
- Rivard D. 1985. Office Québécoise de la langue française. Grand dictionnaire terminologique. Page consultée le 29 juin 2012. <http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/index.aspx>
- Rogovska, N., Laird, D., Cruse, R.M., Trabue, S., Heaton, E. 2012. Germination tests for assessing biochar quality. Journal of Environmental Quality. 4: 1014-1022.
- Romani, A., Pinelli, P., Galardi, C., Corti, G., Agnelli, A., Vincieri, F.F., Heimler, D. 2003. Flavonoids in leaves of black cabbage (*Brassica oleracea* var. *acephala* DC. Subvar. *viridis* cv. *serotina*) grown on different soils and at different elevations. Italian Journal of Food Science. 2. 15: 197-205.
- Rondon M.A., Lehmann J., Ramírez J., Hurtado, M. 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with biochar additions. Biology and Fertility of Soils. 43: 699-708.
- Scagel, C. F. 1999. Regulating root growth in ericaceous plant propagation. Combined proceedings internation plant propagator's society. 49: 589-593.
- Shindo, H., Kuwatsuka, S. 1975. Behavior of phenolic substances in the decaying process of plants. II. Changes of phenolic substances in the decaying process of rice straw under various conditions. Soil Science and Plant Nutrition. 21: 215-225.
- Singer, P.C., Stumm, W. 1970. Acid mine drainage: The rate determining step. Science. 167: 1121-1123.
- Skerman, P.J. 1982. Les légumineuses fourragères tropicales. Food & agriculture Organization. 666 p.
- Small, E. 1972. Photosynthetic rates in relation to nitrogen recycling as an adaptation to nutrient deficiency in bog plants. Canadian Journal of Botany. 11: 2227-2233.
- Smirnova, E., Bussiere, B., Tremblay, F., Bergeron, Y. 2011. Vegetation succession and impacts of biointrusion on covers used to limit acid mine drainage. Journal of Environmental Quality. 40 (1): 133-143.
- Smirnova, E., Bussière, B., Bergeron, Y., Tremblay, F., Thiffault, N., Maqsoud, A., Marcotte, R. 2009. Bio-intrusion barrier made of plants with allelopathic effects to improve long

- term performance of covers with capillary barrier effects. Proceedings of the CLRA conference, Quebec, Cédérom.
- Smith, S.E., Read, D.J. 2008. Mycorrhizal symbiosis. Third Edition. Academic, London.
- Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., Bol, R. 2009. Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. CSIRO Land and Water Science Report 05/09. 65 p.
- Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., Bol, R. 2010. Chapter 2-A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy*. 102: 47-82.
- Solaiman Z.M., Blackwell P., Abbott L.K., Storer, P. 2010. Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal colonization, growth and nutrition of wheat. *Australian Journal of Soil Research*. 48: 546-554.
- Solaiman, Z.M., Murphy, D.V., Abbott, L.K. 2012. Biochars influence seed germination and early growth of seedlings. *Plant and Soil*. 353: 273-287.
- SRK. 1991. Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de Recherches Minérales, Québec.
- Stanek, W., Orloci, L. 1987. Some silvicultural ecosystems in the Yukon. Canadian Forestry Service, Pacific Forestry Center, Victoria, B.C., Info. Rep. BC-X-293. 56 p.
- Suter II, G.W., Luxmoore, R.J., Smith, E.D. 1993. Compacted soils barriers at abandoned landfill sites are likely to fail in the long term. *Journal of Environmental Quality*. 22: 217-226.
- Thompson, I., Mallik. U., 1989. Moose browsing and allelopathic effects of *Kalmia angustifolia* on balsam fir. Regeneration in central Newfoundland. *Canadian Journal of Forest Research*. 19: 526-545.
- Tietemna, A. 1998. Microbial carbon and nitrogen dynamics in coniferous forest floor material collected along a European nitrogen deposition gradient. *Forest Ecology and Management*. 101: 29 – 36.
- Titus. D., Sidhu. S., Mallik. U., 1995. A summary of some studies on *Kalmia angustifolia* L. : a problem specie in Newfoundland forestry. Newfoundland And Labrador Region Information. Report N-X-296.
- Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., Willis, A.J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*. 41: 219-228.
- Trépanier, S., Bussière, B., Tremblay, F., Aubertin, M., Cyr, J., 2006. Characterization and evolution of vegetation established on a multilayer cover aiming at controlling the

- production of acide mine drainage. Canadian Land Reclamation Association annual meeting, Ottawa, August 2006.
- Vance, E.D. 1996. Land application of wood-fired and combination boiler ashes : An overview. *Journal of Environmental Quality*. 25 : 937-944.
- Veilleux, J.-M., Lévesque, Y. 1998. Plants de fortes dimensions à racines nues : performance après huit ans en plantation. Note de recherche forestière No. 89. Ministère des ressources naturelles. Québec. 19p.
- Verheijen F., Jeffery S., Bastos A.C., Van der Velde M., Dias I. 2010. Biochar application to soils, A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. European Commission, Joint Research Centre. 166 p.
- Vitt, D.H., Slack, N.G. 1975. An analysis of the vegetation of *Sphagnum*-dominated kettle-hole bogs in relation to environmental gradients. *Canadian Journal of Botany*. 53: 332-359.
- Walker D.J., Clemente R, Bernal M.P. 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*. 57:215–24.
- Wareing, P.F., I.D.J. Phillips, 1981. The control of growth and differentiation in plants. Pergamon Press, New York. 343 p.
- Waterman, G., Mole, S. 1994. Analysis of phenolic plant metabolites. Blackwell scientific, Oxford and Boston. 238 p.
- Wing, N.R., Gee, G.W. 1994. Quest for the perfect cap. *Civil Engineering*. October 1994: 38-41.
- Xu, G., Lv, Y., Sun, J., Shao, H., Wei, L. 2012. Recent advances in biochar applications in agricultural soils: benefits and environmental implications. *Soil, air, water*. 40: 1093-1098.
- Yahiaoui, N. 2012. Etude de l'adsorption des composés phénoliques des margines dolives sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif. Mémoire de magister. Université Mouloud Mammeri. 129 p.
- Yamasaki, S.H., Fyles, J.W., Egger, K.N., Titus, B.D. 1998. The effect of *Kalmia angustifolia* L. on the growth, nutrition, and ectomycorrhizal symbiont community of black spruce. *Forest Ecology and Management*. 105: 197-207.
- Ye, Z.H., J.W.C. Wong, M.H. Wong, A.J.M. Baker, W.S. Shu et C.Y. Lan. 2000. Revegetation of Pb/Zn mine tailings, Guangdong Province, China. *Restoration Ecology*. 8: 87-92.

Zhu, H., Mallik, M.U. 1994. Interactions between *Kalmia* and black spruce: isolation and identification of allelopathic compounds. *Journal of chemical ecology*. 2: 407 – 421.